



Laktester för riskbedömning av förorenad mark

Elise Nyhlén

Handledare: Mats Linde (SLU), Yvonne Ohlsson (Sweco Viak) och Magnus Simonsson (SLU)
Examinator: Dan Berggren

EXAMENSARBETE, 20 p, D-nivå

Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för markkemi och jordmånslära
Examens- och seminariearbeten Nr 65

Uppsala 2004
ISSN 1102-1381
ISRN SLU-MLE-EXS--65--SE

Förord

Detta examensarbete inom naturresursprogrammet har utförts åt Sweco Viak i Stockholm och omfattar 20 poäng inom huvudämnet markvetenskap. Arbetet gjordes under våren 2004 och till hjälp har jag haft handledare från Sweco Viak och från Institutionen för Markvetenskap vid Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU.

Till mina handledare; Yvonne Ohlsson (Sweco Viak), Mats Linde (SLU) och Magnus Simonsson (SLU), vill jag framföra ett stort tack för all hjälp jag fått. Jag vill även tacka alla personer på Länsstyrelsen och Sweco som hjälpt mig med material till min fallstudie. Också alla ni som bidragit med annan information ska ha ett stort tack. Slutligen vill jag tacka alla vänner på ”marken” för alla trevliga fikaraster!

Abstract

Using leaching test is a way to get a picture of pollutants retention and leaching in a risk assessment on contaminated land. There are several different types of standardised leaching tests today, where the natural leaching processes are speeded up to make it possible to predict the leaching of pollutants. These leaching tests have been developed for waste and there are no specific guidelines on how to judge the results from the tests, when making a risk assessment on contaminated land. This work is an investigation on how to use leaching test in this type of risk assessments. The strengths and weaknesses of the different types of tests are discussed.

Depending on what type of information you want from your leaching test, different types of tests are suitable. One benefit of using standardised tests is that you can easily compare results since the methods are the same. When you dispose contaminated soil, there will also be a law to make leaching tests before determining to what type of dump the waste can be classified. So if standardised leaching tests are already made during the risk assessment, it does not have to be done later if the risk assessment indicates that the soil will be disposed. A disadvantage, however, is that the standardised tests cannot reflect all the processes that will affect the leaching of pollutants. The cheapest test (batch test), which is also the most common test, does not show what will happen if parameters, such as pH and the redox potential of the soil, change. Therefore long term predictions of the effect on the environment made from this type of test are uncertain. A possible alternative to the standardised tests is a sequential test that considers leaching in a changing environment.

In this work I made a case study where results from leaching test on five inorganic substances were studied. One of the parameters, which I looked specifically at, was the partition coefficient, K_d that can be calculated from the leaching test. I compared the K_d from the leaching test with literature values used in the general model when calculating guide values (tolerable total concentration) on contaminated land. The case study confirms the fact that it is hard to predict leaching from a total concentration of the pollutant. If the total concentration is high the leaching might be low, or the other way round. The study also shows that the literature K_d -value is very low compared to the K_d you get from the leaching test. From the K_d of a leaching test you can often calculate higher site-specific guide values. When doing so you have to be cautious, however, and choose one of the lowest K_d from the test. To sum up, leaching test is a good tool to predict leaching of pollutants, if you are aware of the defects and uncertainties associated with the tests.

Sammanfattning

Ett sätt att bedöma föroreningars fastläggning och spridning i samband med riskbedömning av förorenad mark är att använda sig av laktest. Det finns idag flera olika standardiserade laktestmetoder, där det naturliga lakningsförloppet påskyndas inne på labb i syfte att förutse utlakning. Dessa laktester är emellertid utvecklade för avfall och det finns inga riktlinjer för hur man ska tolka resultatet från laktest vid riskbedömning av förorenad mark. I det här arbetet, som är en utredande studie om hur laktester kan användas på förorenad mark, tas laktesters för- och nackdelar upp och problematiken kring hur man ska bedöma resultaten behandlas.

Olika typer av laktester passar olika bra beroende på hur omfattande information man vill ha ut och beroende av förhållandena på platsen som undersöks. En stor fördel med de standardiserade laktesterna är att det lätt går att jämföra resultat mellan olika laktförsök eftersom testmetoderna är desamma. En annan fördel är att det i samband med deponering av avfall, t.ex. förorenad jord, kommer att krävas laktest för att bestämma till vilken typ av deponi avfallet ska klassas. Om man då redan från början i samband med riskbedömningen av den förorenade marken gjort laktest, slipper man göra det vid en eventuell deponering. En sådan samordning av laktest sparar både tid och pengar. En stor nackdel med de standardiserade laktesterna är emellertid att de inte speglar alla de processer som kan komma att påverka utlakningen. Den vanligaste metoden (tvåstegs skaktest) säger ingenting om hur utlakningen skulle kunna komma att förändras om pH eller redoxförhållandena i marken ändrades. Det är därför ganska osäkert att förutse utlakningen på lång sikt från dessa typer av tester. Ett möjligt alternativ till de standardiserade testerna är sekventiella laktest som tar hänsyn till utlakning vid förändrade förhållanden såsom oxidation, reduktion och pH-förändringar.

I arbetet har en fallstudie gjorts där resultaten från laktest för några utvalda oorganiska ämnen studerats. Bland annat har fördelningskoefficienten (K_d) utifrån laktest jämförts med det K_d -värde som används i Naturvårdsverkets generella modell för beräkning av riktvärden (tillåtna totalhalter). Fallstudien bekräftar tidigare erfarenhet att det är svårt att förutse utlakning från totalhalten och även om totalhalten överstiger de generella riktvärdena så kan utlakningen vara väldigt låg och vice versa. Fallstudien visar också att det generella K_d -värde som använts vid framräkandet av de generella riktvärdena är lågt satt och med ett nytt K_d beräknat från laktest kan ofta högre platsspecifika riktvärden räknas fram. Vid val av ett platsspecifikt K_d -värde bör man emellertid vara lite försiktig och välja ett K_d i den lägre regionen p.g.a. de osäkerheter som finns med laktest. Sammanfattningsvis är laktest ett bra verktyg för att ge en bild av utlakningen från ett område, dock bör man vid en riskbedömning vara medveten om de osäkerheter och brister som finns.

Innehållsförteckning:

1. BAKGRUND	9
1.1 INLEDNING	9
1.2 SYFTE	9
1.3 RISKBEDÖMNING	9
1.3.1 <i>Platsspecifika riktvärden</i>	12
2 PROCESSER SOM STYR UTLAKNING	13
2.1 TRANSPORT	13
2.1.1 <i>Dispersion och diffusion</i>	13
2.1.2 <i>Partikeltransport</i>	13
2.2 ALLMÄN MARKKEMI	13
2.2.1 <i>Adsorption</i>	14
2.2.2 <i>Utfällning</i>	15
2.2.3 <i>Redoxförhållanden</i>	16
2.2.4 <i>Fördelningskoefficienten - K_d</i>	16
2.3 OORGANISKA ÄMNENS MOBILITET	17
2.4 ORGANISKA ÄMNEN	19
2.4.1 <i>Vattenlöslighet</i>	19
3 LAKTESTER	21
3.1 GRUNDLÄGGANDE BEGREPP OCH FAKTORER SOM PÅVERKAR LAKTEST	21
3.1.1 <i>L/S – förhållande</i>	22
3.1.2 <i>Partikelstorlek</i>	23
3.1.3 <i>Flödes hastigheten</i>	23
3.1.4 <i>Totalhalt</i>	23
3.2 ORGANISKA ÄMNEN	24
3.2.1 <i>Förhållanden som påverkar resultatet från laktest</i>	24
3.3 LAKTESTER FÖR OORGANISKA ÄMNEN	25
3.3.1 <i>Skaktest</i>	25
3.3.2 <i>Kolonntest</i>	27
3.3.3 <i>Tillgänglighetstest</i>	28
3.3.4 <i>pH-beroende laktest</i>	29
3.3.5 <i>Diffusionstest</i>	29
3.3.6 <i>Sekventiella laktest</i>	30
3.4 JÄMFÖRELSE MELLAN OLIKA TYPER AV LAKTEST	30
3.5 K_D BERÄKNAT FRÅN LAKTEST	32
3.6 HUR LAKTEST SPEGLAR DEN NATURLIGA UTLAKNINGEN	33
4 BEDÖMNING AV AVFALL, DEPONERING OCH FÖRORENAD MARK	35
4.1 AVFALLSKLASSER	35
4.2 DEPONIER & BEDÖMNING AV UTLAKNING FRÅN DESSA	35
4.3 RIKTVÄRDEN	37
4.4 SKILLNADER MELLAN AVFALL OCH FÖRORENAD MARK	37
5 FALLSTUDIE	39
5.1 RESULTAT	40
5.1.1 <i>Arsenik (As)</i>	40
5.1.2 <i>Kadmium (Cd)</i>	41
5.1.3 <i>Koppar (Cu)</i>	42

5.1.4 Bly (Pb)	43
5.1.5 Zink (Zn)	44
5.1.6 Statistisk analys	45
5.2 ERFARENHETER FRÅN DE RISKBEDÖMNINGAR SOM STUDERATS	47
5.2.1 Hur har resultatet utifrån laktesten bedömts?	47
5.2.2 Vilka typer av laktest har använts i rapporterna?	48
5.2.3 Exempel på vad laktest bidragit med i några fall	48
6 DISKUSSION OCH SLUTSATSER	51
REFERENSER	55
APPENDIX 1: NÅGRA ALLMÄNNA BEGREPP	59
APPENDIX 2: SAMMANSTÄLLNING AV RISKBEDÖMNINGSRAPPORTER.....	61

1. Bakgrund

1.1 Inledning

I Sverige idag finns ca 35 000 lokalt förorenade markområden. Många av dessa platser medför sannolikt betydande läckage av ämnen, vilket kan påverka miljön och människors hälsa negativt. I en riskbedömning av förorenad mark identifieras och kvantifieras dessa negativa effekter, för att se vilka åtgärder som behöver vidtas. Den risk som dessa föroreningar utgör är i många fall förknippade med spridning och utlakning till närmiljön. Ett sätt att förutse hur höga halter som kan komma att laka ut från ett förorenat område är att använda laktest. Laktest kan ge en bättre bild av utlakningen än beräkningsmodeller där man ofta antar att all förorening är lakbar. Ökad kunskap om hur mycket närliggande sjöar och vattendrag kommer att påverkas leder också till en bättre riskbedömning.

1.2 Syfte

Det här arbetet är en utredande studie om laktester och hur de kan användas i riskbedömning av förorenad mark. Fram till idag har det inte funnits några krav på att laktester måste göras vid deponering av avfall. År 2005 träder emellertid en lag i kraft som innebär att vissa laktester ska göras innan deponering av avfall, vilket inkluderar förorenad jord. Om man redan i samband med riskbedömningen av ett förorenat område gör laktest, kan det innebära att man inte behöver göra det vid en eventuell deponering av de förorenade massorna. En annan fördel är att om man utifrån laktest kan visa att föroreningarna har låg lakbarhet och utgör liten risk för spridning till grund- och ytvatten, behöver man eventuellt inte sanera området. Ett problem är dock att de standardiserade laktester som finns idag är utvecklade för avfall som ska deponeras. De ska passa en mängd olika material allt från gruvavfall och impregneringsbark till askor och jord. De är därför inte direkt utvecklade för att användas i riskbedömning på förorenad mark. Det finns heller inte några gränsvärden som är tillämpbara på förorenad jord som inte ska deponeras. Detta tillsammans gör det svårt att tolka resultaten från laktesterna och det leder till att bedömningarna blir olika beroende på vem som gör dem.

Målet med studien är att läsaren ska få en ökad förståelse till hur man kan bedöma resultatet av ett laktest i samband med riskbedömning av förorenad mark. För att kunna göra detta har jag beskrivit teorin om lakning samt vilka standardiserade laktester som finns och vilka naturliga processer dessa återspeglar. Deponering av avfall har också tagits upp i syfte att visa likheter och skillnader med förorenad jord som inte deponeras. Jag har valt att avgränsa arbetet till att i huvudsak gälla oorganiska ämnen. Laktester och teori för organiska ämnen kommer endast att behandlas kortfattat eftersom det är en helt annan metodik som skulle kräva ett arbete i sig att förklara. I arbetet ingår också en fallstudie där jag har gått igenom genomförda riskbedömningar där laktester har gjorts. Syftet med fallstudien är att bedöma om laktest är ett bra verktyg i samband med riskbedömning av förorenad mark. Sist i arbetet finns ett appendix med förklaringar av vanliga begrepp som används vid utlakning och laktest (Appendix 1).

1.3 Riskbedömning

I samband med en riskbedömning av ett förorenat område identifieras och kvantifieras riskerna för människor och miljö. Vid bedömning tas hänsyn till fyra olika aspekter:

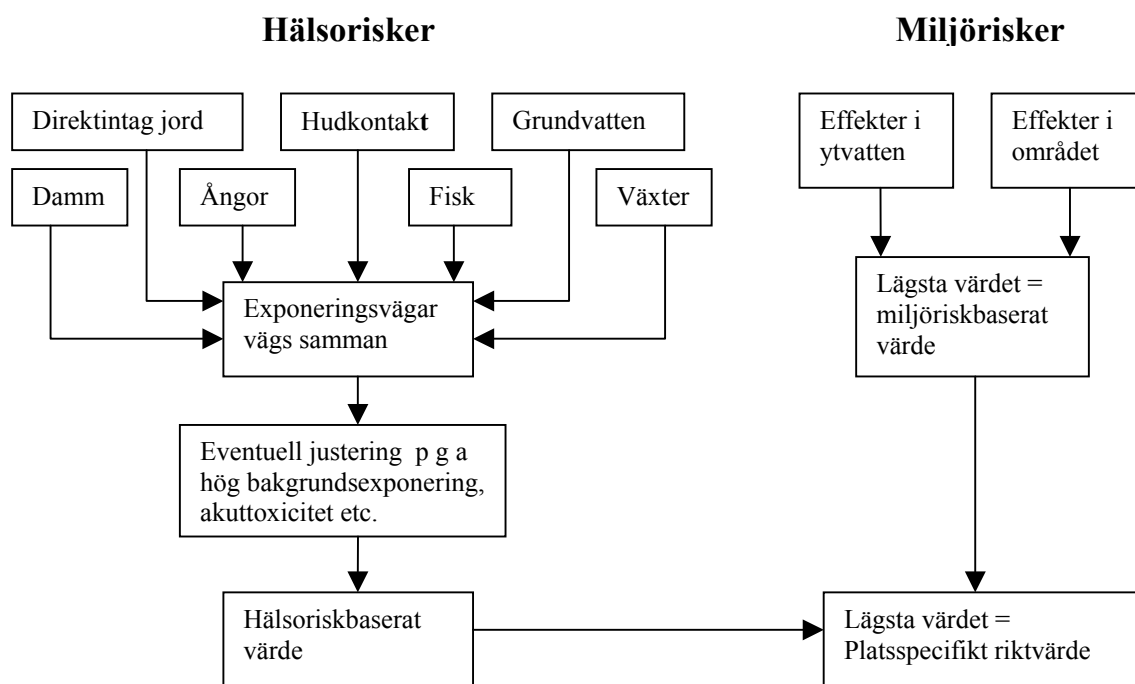
- Föroreningars farlighet: bedömning av hur hälso- och miljöfarliga föroreningarna är.
- Föroreningsnivån: bedömning av vilka halter och mängder av föroreningar som finns på området.

- Utbredning/spridningsförutsättningar: bedömning av vidare spridning till miljön.
- Känslighet och skyddsvärde: bedömning av i vilken grad djur och människor exponeras.

Bedömningen görs utifrån vilken typ av markanvändning platsen klassas till, där exponeringsvägar och exponerade grupper och skyddsvärdet för miljön varierar. Det finns tre olika typer av markanvändning som ett objekt klassas till, nämligen:

- Känslig markanvändning (KM): Marken kan utnyttjas för bostäder, odling, grönområden m.m.
- Mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd (MKM GV): Marken kan användas för industrier och kontor. Grundvattenuttag får endast ske på visst avstånd.
- Mindre känslig markanvändning (MKM): Som ovan fast utan grundvattenuttag.

För de olika typerna av markanvändning har generella riktvärden tagits fram. De generella riktvärdena anger totalhalten förorening som får förekomma på ett område. De är tänkta att gälla för hela landet och är satta för att skydda människa och miljö. Nivån bör underskridas, men det är inte säkert att en nivå över riktvärdet behöver medföra oönskade effekter. Nivåerna är rekommendationer och inte juridiskt bindande. Ett antagande vid framräkandet av riktvärdena är att all analyserbar förorening är tillgänglig för spridning och upptag. Man räknar med en viss utspädning till grund- och ytvattnet och tar ingen hänsyn till samverkans effekter mellan föroreningar (Naturvårdsverket, 1997).



Figur 1: Översiktlig bild över processen för framtagandet av beräknade riktvärden för förorenad mark (Sweco Viak).

De generella riktvärdena har tagits fram från dels hälsoriskbaserade riktvärden och dels miljöriskbaserade riktvärden (figur 1). De hälsoriskbaserade riktvärdena beror på hur föroreningen sprids via luft, vatten och växter så att de kan nå människor. När riktvärdet har bestämts har naturvårdsverket förutom spridningen också bedömt i vilken omfattning och på

vilka sätt människor exponeras. Man har också vägt in vilka toxikologiska risker exponeringen leder till. De exponeringsvägar som beaktas är:

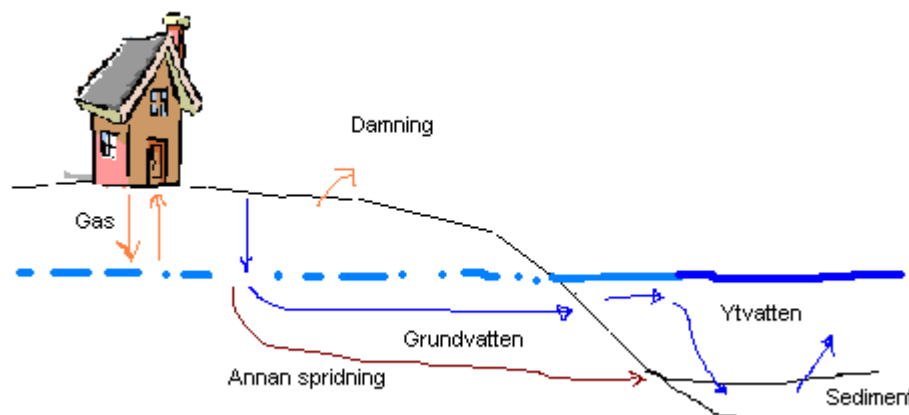
- Direkt intag av jord
- Exponering via hudkontakt
- Inandning av ångor
- Intag av dricksvatten
- Intag av bär och svamp
- Intag av fisk

Exponeringsmodellen är uppbyggd så att det beräknade riktvärdet inte överskrider de bakgrundshalter som antas för olika föroreningar.

För miljöriskbaserade riktvärden beaktas:

- Miljöeffekterna inom det förorenade området
- Spridningen till grund- och ytvatten

För miljöeffekterna inom området utgår man från ekotoxikologiska riktvärden. Värdena är framtagna i Nederländerna utifrån en omfattande sammanställning och analys av toxikologisk information. Skyddsvärdet av markens funktioner är satt till att 50 %, d.v.s. halterna får vara maximalt vara så höga att markens funktioner vad det gäller mikroorganismers aktivitet, halveras. I den svenska modellen används olika ekotoxikologiska värden beroende på vilken typ av markanvändning man har. För t.ex. KM bedöms ett skyddsvärde på 50 % vara otillräckligt och man har därför halverat det nederländska värdet (Naturvårdsverket, 1999).



Figur 2: Spridningsvägar för föroreningar från det förorenade området till ytvatten och sediment.

För spridning av föroreningar till grund- och ytvatten har Naturvårdsverket i den generella modellen beaktat de spridningsvägar som visas i figur 2. Föroreningar kan spridas genom gas, damning, infiltration av regnvattnet, grundvattnet eller som en separat fas, t.ex. olja, till ytvatten och sediment. De spridningsvägar som har störst betydelse för utlakningen är spridning med infiltrerande regnvatten och vidare spridning genom grundvatten. I den generella modellen har man räknat med att föroreningen späds ut 60 000 gånger mellan porvattnet och ytvattnet. I modellen har man också antagit att en viss fördelning av föroreningar mellan den fasta fasen och lösningen sker i det förorenade markskiktet. Dock räknar man inte med att någon fastläggning eller nedbrytning sker under transporten till grundvattenytan eller till ytvattnet. Fastläggning av ett ämne, d.v.s. dess fördelningskoefficient, betecknas K_d (stycke 2.2.4). Där ett högt K_d för ett ämne innebär att det binds hårt i marken och risken för spridning är liten. I den generella modellen är K_d för ett antal oorganiska ämnen framtagna ur litteraturen. Litteraturvärdena finns i Naturvårdsverkets

rapport för generella riktvärden för förorenad mark. Dessa värden kommer i fortsättningen att benämnas generella K_d -värden. De generella K_d -värdena är beräknade för en typisk svensk jord med låg adsorptionsförmåga och ett pH mellan 5 och 7. De litteraturvärden som finns för metaller kan variera väldigt mycket eftersom K_d inte enbart beror på metallens egenskaper, utan också till stor del av jordens egenskaper. Man har därför valt att lägga sig i en lägre region för K_d för att få en säkerhetsmarginal för variationen. Teorin och problematiken kring K_d kommer att tas upp senare i arbetet i stycke 2.2.4 och 3.5.

1.3.1 Platsspecifika riktvärden

De generella riktvärdena är framtagna för typiska svenska förhållanden vad det gäller bl.a. hydrologi, geologi och exponering. De anger halten förorening som får förekomma på ett område med en viss markanvändning och är användbara för många förorenade områden. För vissa platser bör dock platsspecifika riktvärden tas fram. Detta gäller om förhållandena på platsen skiljer sig från de förhållanden som är angivna i den generella modellen. Vid beräkning av ett platsspecifikt riktvärde utgår man alltså från förhållandena på platsen. Man använder sig oftast av samma modell som är framtagen för de generella riktvärdena men kan ändra parametrar som man vet är annorlunda för platsen. T.ex. kan man använda sig av K_d framtaget från lakteter eller räkna med en mindre utspädning. Genom att beräkna platsspecifika riktvärden från ett K_d från laktest kan man eventuellt höja riktvärdena baserade på utlakning till miljön och exponering via vatten.

Man behöver dock också beakta andra spridningsvägar såsom intag via grönsaker, inandning av luft och spridning med damning. Det gränsvärde som är lägst är det som kommer att styra vad riktvärdet blir satt till. Om t.ex. det humantoxikologiska värdet är lägst kommer riktvärdet att styras av detta värde (Naturvårdsverket, 1997). Ett exempel kan tas från ett gammalt gruvområde, Rågrecksgruvorna i Nora kommun. Här har platsspecifika riktvärden beräknats, eftersom man ansåg att lakbarheten var lägre än den antagna lakbarheten i den generella modellen. Laktesterna visade att föroreningarna i gruvavfallet hade betydligt högre K_d än de generella K_d -värdena. Trots detta och trots att exponeringen för människor ansågs låg, blev de platsspecifika värdena ungefär desamma som de generella riktvärdena. Detta beroende på att de platsspecifika riktvärdena styrdes av de ekotoxikologiska värdena (Enviropro miljöteknik AB, 2002).

2 Processer som styr utlakning

2.1 Transport

Transporten av en förorening från den omättade zonen i marken ner till grundvattnet sker i huvudsak med strömmande vatten. Hur mycket som transporteras beror på vattenflödet och ämnets löslighet i vatten. För att förstå utlakningen av föroreningar är det därför viktigt att man förstår vilka kemiska processer som styr halten i lösningen. Dessa kommer att beskrivas i avsnitt 2.2-2.4. De fysiska transportprocesserna som påverkar föroreningars utlakning beskrivs här nedan.

Vatten från ett förorenat område transporteras vidare i markvattnet och grundvattnet. Hur vatten och gaser rör sig i marken beror på jordens vattenmättnadsgrad samt dess struktur och porstorlek. I den omättade zonen, d.v.s. zonen ovanför grundvattnet, är vattenströmningen vertikal. Vid överskott på nederbörd rör sig vattnet nedåt i marken och vid torrare perioder med hög avdunstning rör det sig uppåt p.g.a. kapillärkrafter. I den omättade zonen är vattenströmningen relativt långsam. Den kan dock vara lokalt snabbare p.g.a. sprickor och större porer i marken.

2.1.1 Dispersion och diffusion

Genom att vattnet tar olika vägar genom marken, genom små och stora porer, kommer transporttiden att bli olika lång för olika individuella molekyler eller joner. Detta fenomen kallas dispersion. Dispersionen leder till att föroreningar rör sig delvis snabbare, delvis långsammare än vattnets genomsnittliga strömningshastighet. Det kan därför vara svårt att uppskatta den tid det tar för föroreningen att nå grundvattnet. Även diffusionen kommer att påverka föroreningars rörelse i marken. Hur stor diffusionens påverkan är styrs av koncentrationsgradienten, d.v.s. skillnaden i koncentration över ett aktuellt avstånd. Materialets porositet kommer också att påverka diffusionshastigheten. Störst relativ betydelse kommer diffusionen att ha vid låga flöden, som t.ex. i täta lerlager.

2.1.2. Partikeltransport

Det mesta av partikeltransporten sker med små partiklar, s.k. kolloider. Dessa består oftast av organiskt material eller lermineral och förekommer naturligt i marken. Föroreningar fastläggs ofta på kolloider, och främst för organiska ämnen har denna transportväg stor betydelse för utlakningen. Även större partiklar kan transporteras och därmed bidra till att bundna föroreningar sprider sig. Främst sker detta vid häftiga regn genom ytavrinning eller genom kanaler och sprickor i marken (Naturvårdsverket, 1996). Partikeltransport av föroreningar har främst betydelse för ämnen som binds hårt, såsom bly och fosfor. I en studie av fosfors sorption, ackumulation och lakning i odlade jordar (Börling, 2003), visade det sig att det inte bara var de kemiska processerna som styrde fosfors utlakning. De största förlusterna av fosfor skedde inte där totalhalten i marken var som störst, utan i jordar där makroporflöde dominerade. I dessa jordar skedde vattenflödet snabbt genom sprickor och partiklar sköljdes då med ned till grundvattnet. Det är alltså främst i sådana jordar som de största förlusterna av partikelbunden förorening kan tänkas ske.

2.2 Allmän markkemi

För att få en bild av hur föroreningars fastläggning och utlakning i marken är det viktigt att först gå igenom några allmänna markkemiska processer.

2.2.1 Adsorption

Adsorptionen är viktig för föroreningars mobilitet i marken. I jord är det främst lermineral, oxidtytor och humusämnen som har betydelse för adsorptionen. Lermineral är benämningen på sekundära skikt-silikater som bildats genom vittring. De är uppbyggda av lager av kiseltetraedrar och aluminiumoktaedrar och består främst av partiklar mindre än 2 μm . Oxider är också vittringsprodukter och det finns flera olika typer av oxider som t.ex. järnoxider, aluminiumoxider, imogolit och allofan (dåligt kristallina aluminiumsilikater) samt kiseloxider. Järnoxider samt imogolit och allofan är vanligt förekommande oxider i de svenska jordarna. Humusämnen härstammar från mikroorganismers nedbrytning av växter, djur och mikroorganismerna själva. Från nedbrytningen bildas stabila högmolekylära restprodukter som brukar kallas humus. Omkring 60-80% av markens organiska material består av humus. Humusämnen brukar delas in i tre grupper: humussyror, fulvosyror och huminer och är alla stabila ämnen som är svårnedbrytbara (Brady, 1999). Humusämnen är speciella på så sätt att delar av molekylerna är icke-polära medan andra delar är polära (Gustafsson, 2002a). Den polära delen av humus består främst av hydroxyl- ($-\text{OH}$), karboxyl- ($-\text{COOH}$) och fenolgrupper (Brady, 1999).

Olika jordar har olika potential att adsorbera joner. De ytor som kan adsorbera joner har antingen en permanent laddning (lermineral) eller en variabel (humus och oxider). Den permanenta laddningen har uppkommit genom isomorf substitution då skikt-silikaterna bildades. T.ex. har Mg^{2+} -joner substituerat Al^{3+} -joner, vilket har lett till en negativ laddning på lermineralet. Beroende på hur lermineralen är uppbyggda, får de olika mycket laddning. Den permanenta laddningen är inte pH-beroende till skillnad från den variabla laddningen. Den variabla laddningen bildas på oxidtytor och humus och är pH-beroende. Laddningen uppkommer genom att hydroxylgrupperna ($-\text{OH}$) eller karboxylgrupperna ($-\text{COOH}$) på oxiderna respektive humus antingen tar upp eller avger en proton. Vid låga pH binds en extra proton vid ytan vilket leder till en positiv nettoladdning och vid höga pH avges en proton vilket ger en negativ laddning. Detta gör att katjoner adsorberas starkare vid höga pH-värden och vice versa. Exempel på mineral med variabel laddning är gibbsit, goethit, hematit och kvarts. Även lermineral där den permanenta laddningen dominerar har en viss del variabel laddning och då främst vid brottytor. I marker som innehåller mycket humus och oxider präglas jonadsorptionen av ytgrupper med pH-beroende laddningar (Gustafsson m.fl., 2003a). När humusämnen dissocierar vid höga pH-värden gör den ökade negativ laddningen att materialet blir mer lösligt. Detta eftersom de organiska kolloiderna skjuts ifrån varandra av sin elektrostatiske laddning (Brady, 1999).

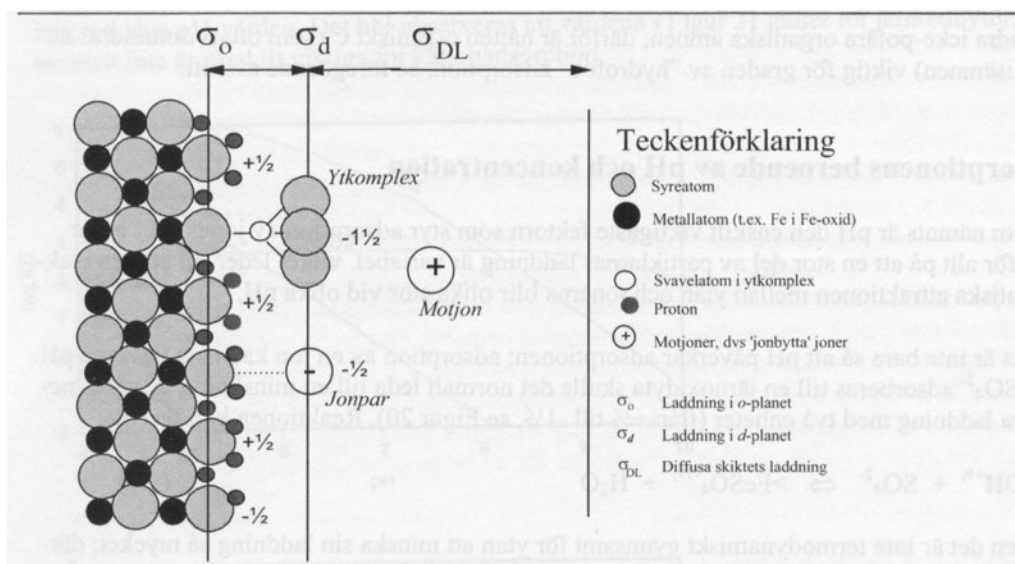
Elektrostatisk bindning

Laddningen kring markens mineral och humus ger upphov till ett elektriskt fält runt partiklarna. Detta elektriska fält avtar i styrka med avståndet från partikelytan beroende på att laddningen neutraliseras av en svärm av joner med motsatt laddning. Joner som binds med denna elektrostatiske bindning, binds relativt svagt och byts därför lätt ut av konkurrerande joner genom s.k. jonbyte. Joner som binds elektrostatiskt har ett skikt av vattenmolekyler runt sig (de är hydratiserade). Det gör att de inte binds direkt till den adsorberade ytan, eftersom vattenmolekyler sitter emellan. Jordmaterialets totala förmåga att utbytbart binda katjoner benämns katjonbyteskapacitet, CEC (Cation Exchange Capacity). CEC ger ett mått på markens kortsiktiga buffringsförmåga, t.ex. förmåga att stå emot surt regn. Karboxylgrupper är de som huvudsakligen är ansvariga för den CEC som organiskt material bidrar med i marken (Gustafsson m.fl., 2003a).

Ytkomplex

Joner kan också bilda starkare komplex på ytan av det adsorberande materialet (figur 3). När metaller komplexbinds till humus och mineralpartiklar brukar man generellt säga att de blir mindre lakbara, de hålls kvar i marken. Olika joner komplexbinds olika hårt (se avsnitt 2.3). Detta gör att deras benägenhet att lakas ut varierar. Vid ytkomplexbindning är jonen bunden direkt till ytan utan mellanliggande vattenmolekyler. Detta gör att den kommer så nära partikelytan att den i stort sett blir en del av ytan. Joner som bildar ytkomplex byts därför inte ut lika lätt som de joner som binds elektrostatiskt. De kan konkurreras ut av andra joner som också bildar ytkomplex. Katjoner bildar ofta komplex med hydroxylgrupper på oxidtytor eller karboxylgrupper på humusämnen, medan anjoner bildar komplex på ytor av järn- och aluminiumoxider. På grund av att jonerna komplexbinds med ytor vars laddning är variabel, har pH stor betydelse för utlakningen (Gustafsson m.fl. 2003a).

Metallerna kan också bilda ytkomplex med löst organiskt material (DOM, dissolved organic matter). För metaller som annars har låg löslighet blir då DOC-koncentrationen helt avgörande för metallkoncentrationen i markvätskan och därmed för metallmobiliteten. Komplexbilningen minskar metalljoners toxiska effekt på markorganismerna. Detta beror åtminstone enligt vissa forskare på att de komplexbundna metallerna inte är lika biotillgängliga som fria metalljoner (Gustafsson m.fl., 2003a).



Figur 3: I figuren visas jonbyte och ytkomplexbindning till en oxidtyta. Eftersom den sammantagna laddningen på oxidytan (tillsammans med jonparet och ytkomplexet) blir -1 , befinner sig en envärd katjon i det diffusa skiktet (Gustafsson m.fl. 2003a).

2.2.2 Utfällning

För vissa ämnen har utfällning stor betydelse för dess löslighet. Utfällning innebär att joner fälls ut som mineral. Denna process styrs av ämnets koncentration i marken. Vid höga koncentrationer kan ett ämnets jonaktivitetsprodukt överskrida löslighetskonstanten, vilket leder till utfällning. Vanligt förekommande joner som t.ex. Al, Fe och Ca blir egna faser (t.ex. $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ resp. CaCO_3), medan joner med lägre koncentrationer i marken kan fällas ut tillsammans med de vanligare jonerna, så kallad medfällning. Ett exempel på detta är kopparjoners utfällning tillsammans med Ca^{2+} och CO_3^{2-} (McBride, 1994).

2.2.3 Redoxförhållanden

En betydande faktor för utlakning av ämnen är reduktions- och oxidationsförhållandena i marken. I en väl luftad jord befinner sig föreningar i oxiderat tillstånd, som t.ex. Fe(III) i FeOOH och N(V) i NO_3^- . Under reducerande förhållanden är det istället Fe(II) i FeO och N(-III) i NH_4^+ som dominerar. När det finns reducerade former av en förening närvarande, indikerar det dålig syretillgång. När ett ämne går från reducerad form till oxiderad så kommer elektroner att frigöras i reaktionen. Om ett oxiderat ämne reduceras kommer det omvända att ske, d.v.s. elektroner tas upp. Syre är den vanligaste elektronacceptorn i marken. Om syre finns i begränsad utsträckning kommer istället andra elektronacceptorer att träda in, som t.ex. nitrat (Brady, 1999).

Ett ämne som reduceras kan bli mer mobilt i marken. Exempelvis så är den reducerade jonen Fe^{2+} mer rörlig än Fe^{3+} . Samma sak gäller för ämnen som mangan och arsenik. Vissa joner blir istället mer lösliga när de oxideras, vilket gäller för t.ex. krom. Redoxförhållandet i marken påverkar också oorganiska ämnens mobilitet genom att styra vilka fasta mineral som bildas. Om svavel finns närvarande under reducerande förhållanden bildas t.ex. svårlösliga metallsulfider. En indirekt påverkan på ämnens mobilitet kan också ske om grundvatten, innehållande reducerat järn och mangan, strömmar upp och oxideras. Detta kan leda till att hydroxider och oxider, som ju har stor förmåga att adsorbera metaller, fälls ut. Typiskt redoxkänsliga ämnen är krom, nickel och arsenik (Naturvårdsverket, 1996).

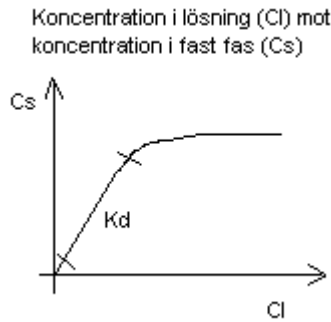
Även en relativt väl luftad jord kan ha punkter med anaeroba förhållanden. Speciellt kan detta uppkomma om mikrobiell nedbrytning av organiskt material skett inne i aggregat eller i rhizosfären. Det är därför svårt att simulera den rumsliga variationen av redoxförhållanden i ett laboratorieexperiment (Staunton, 2004).

2.2.4 Fördelningskoefficienten - K_d

Fördelningskoefficienten (K_d) är ett mått på hur stor adsorptionsförmåga en jord har för ett ämne och beskrivs enligt formeln:

$$K_d (\text{l/kg}) = \frac{\text{Halt i fast fas (mg/kg TS)}}{\text{Halt i löst fas (mg/l)}}$$

Ett enkelt antagande man kan göra för att få en uppfattning av adsorptionen är att det finns ett linjärt samband mellan koncentrationerna i fast fas respektive lösning. K_d -värdet skulle då vara konstant. I verkligheten är det dock inte så enkelt eftersom det finns flera parametrar som påverkar K_d . K_d varierar beroende av jordens egenskaper såsom innehåll av lermineral och humus men den varierar också med pH och konkurrerande joner. Det är därför mycket svårt att ge ett generellt K_d -värde giltigt för alla jordar. K_d kan variera med flera tiopotenser mellan olika jordar beroende på omständigheterna. Ofta gäller det linjära sambandet endast vid ett begränsat koncentrationsintervall. Detta framgår av figur 4, som visar en typisk adsorptionsisoterm.



Figur 4: Fördelning mellan fast fas och lösning, en typisk adsorptionsisoterm.

Från figuren kan man se att kurvan böjer av vid högre koncentrationer, detta sker eftersom adsorptionsplatserna på partiklar blir alltmer upptagna.

Staunton (2004) visade hur fördelningskoefficienten (K_d) för Ni förändrades med ändrade kemiska faktorer. Ni-sorptionen minskade när det fanns konkurrerande katjoner i systemet. Detta gällde främst för katjoner med liknande kemiska egenskaper. I samma undersökning kunde man se att K_d för Ni ökade vid ökat pH och var som störst vid pH 7; vid alkalina pH sågs en minskning igen. Studien visar även att pH-förändringar p.g.a. biologisk aktivitet eller säsongsvariationer kan orsaka betydande variationer i nickels adsorption och rörlighet. Därför är det svårt att få en bra bild av nickels mobilitet i marken genom en mätning av K_d (Staunton, 2004).

2.3 Oorganiska ämnens mobilitet

Lösligheten av oorganiska ämnen i marken beror på processer som:

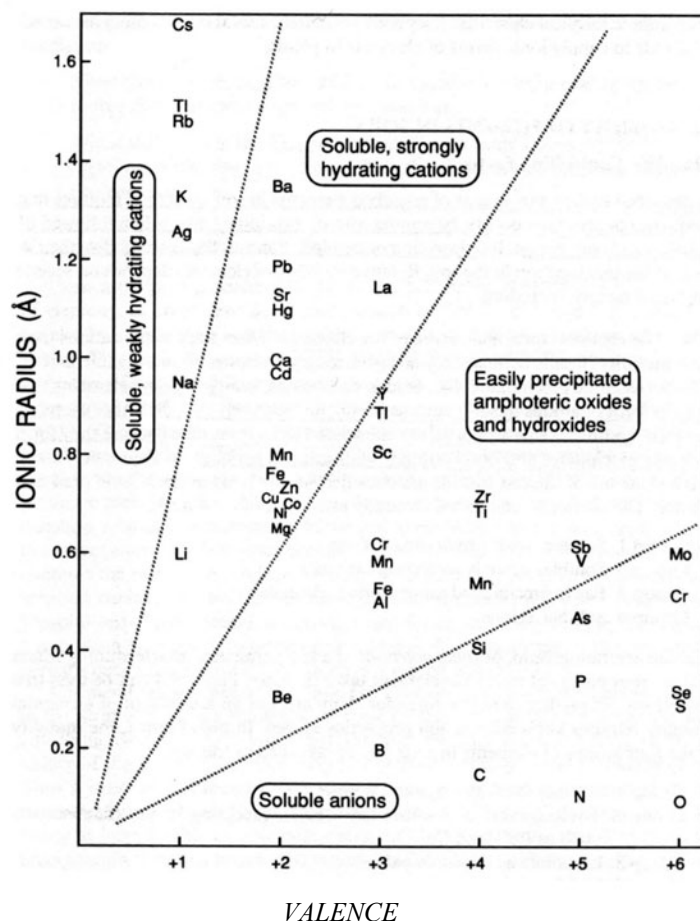
- Komplexbindning till organiskt material.
- Adsorption till mineral.
- Utfällning som svårslösliga sulfider, karbonater, fosfater eller oxider.
- Samutfällning tillsammans med andra ämnen (McBride, 1994).

Metallens löslighet är ofta pH-beroende och vid låga pH ökar lösligheten. Detta hänger ihop med adsorptionens pH-beroende (Gustafsson m.fl., 2003a). För metaller har också konkurrens om platser på organiskt material från andra metaller betydelse för deras löslighet. T.ex. kan lösligheten av bly (Pb) vara större än förväntat om det finns mycket löst järn (Fe) i marken (Anderson, m.fl., 2003).

Humusämnenas förmåga att komplexbinda metaller till sina karboxyl- och fenolgrupper spelar en central roll för metallens beteende och rörelse i marken. Ofta är det humusämnen som kontrollerar metallens mobilitet och koncentration i marken (Benedetti m.fl., 1995). Markens organiska material spelar t.o.m. en viktigare roll för tungmetallens löslighet än innehållet av järn och aluminiumhydroxider. Detta gäller under normala till sura pH-värden (Gustafsson m.fl., 2003b).

En annan viktig faktor som påverkar oorganiska ämnens mobilitet i marken är ämnets egenskaper. Valens-/radieförhållandet på joner ger en bra indikation på i vilken form ämnen förekommer i vatten. Atomer och joner med högre valens och mindre radie ger ökad

bindningssyrka. Figur 5 visar hur några grundämnens förekomstform i vattenlösning samt deras generella löslighet, beror på deras oxidationstal och radie (McBride, 1994).



Figur 5: Oorganiska ämnens löslighet varierar med jonradien (ionic radius) och dess oxidationstal (valence).

Olika metaller fastläggs olika hårt i marken. Till de starkt adsorberande katjonerna hör metaller som bildar hydroxokomplex såsom Al^{3+} och Cr^{3+} . Dessa jons löslighet styrs ofta av deras benägenhet att bilda utfällningar. För t.ex. aluminium kommer den utfälllda formen $\text{Al}(\text{OH})_3$ (s) att styra lösligheten av Al^{3+} vid ett pH intervall över 4,5. Andra joner som adsorberas hårt i marken är Cu^{2+} , Pb^{2+} och Hg^{2+} . I bild 5 hittar man dem i gruppen "soluble strongly hydrating cations" med K_d -värden som för det mesta ligger över 1000 l/kg. P.g.a. deras stora förmåga att bilda komplex med hydroxyl-, karboxyl- och fenolgrupper binds de mycket starkt till humusämnen och oxidtytor. Detta gör att de har en låg löslighet i marken och transporter sker ofta i form av komplex med humus. I vissa miljöer, t.ex. i bäckar, kan även suspenderade partiklar vara en viktig transportväg för dessa metaller. Kadmium, zink och nickel hör till metaller som adsorberas "medelstarkt" i marken. Deras löslighet är starkt beroende av pH i marken och halten organiskt material. K_d -värdet kan variera mellan 10 och 1000 l/kg. Dessa ämnen dominerar som fria katjoner i marklösningen till skillnad från de starkt bundna metallerna som mest förekommer som metallhumuskomplex. De metaller som binds svagast i marken binds genom elektrostatisk bindning som utbytbara katjoner. Kalium, natrium och magnesium hör till denna grupp. Vissa lätttrörliga ämnen som kalcium och magnesium bildar även svaga ytcomplex med organiskt material.

2.4 Organiska ämnen

Organiska föreningar består till en huvuddel av väte, kol och syre. Man kan dela in organiska ämnen i olika grupper beroende på deras egenskaper. Organiska ämnen kan vara uppbyggda på olika sätt med olika långa kolkedjor. Vissa föreningar består av ringstrukturer (aromater) och de kan ha andra molekyler bundna till sig. Halogenerade föreningar (innehåller Cl, F eller Br) kan vara mycket svårnedbrytbara eftersom de är stabila i naturen (Gustafsson m.fl., 2003a). Till de viktigaste ämnena ur miljösynpunkt hör grupperna BTEX (bensen, toluen, etylbensen och xylener) och PAH:er (polyaromatiska kolväten).

Retentionen av organiska föreningar genom kolloider och organiskt material i marken fördröjer rörelsen nedåt och bidrar till att mer hinner brytas ned. Mobiliteten för organiska föreningar beror på biologisk eller kemisk nedbrytning och sorption. Även ämnets egenskaper, såsom dess förmåga att förångas har betydelse för hur mycket som tränger ner i och senare lakas ut ur marken. Förångningen av ett ämne beror till stor del av temperaturen och molekyylvikten. Mindre molekyylvikt och högre temperatur gör ämnet mer lättförångat. Sorptionen av organiska föreningar beror av ytegenskaper på partiklarna i marken och på den organiska molekylen kemiska egenskaper. Kemiska egenskaper såsom molekylen form, storlek, polaritet, fettlöslighet, laddning och vilka grupper som är sammankopplade med den, kommer att påverka adsorptionen till mineral och organiska kolloider i marken. Interaktionen mellan mineralytor, det organiska materialets ytor och den adsorberande molekylen styr hur hårt molekylen kommer att bindas (McBride, 1994).

2.4.1 Vattenlöslighet

Ett ämnets löslighet i vatten styr hur det uppträder i miljön. Organiska ämnen kan vara både positivt och negativt laddat eftersom de innehåller grupper (OH, -COOH, -NH₂) som antingen kan ta upp eller släppa protoner (Brady, 1999). En del organiska molekyler har polära egenskaper som gör att de attraheras till ytor via vätebindning eller jonbindning. De binds då svagt till partiklar i marken. De flesta organiska föreningar är dock opolära vilket gör att de är starkt hydrofoba. Detta innebär att de i väldigt liten utsträckning adsorberas till mineral i jorden. Däremot adsorberas de till organiskt material. Denna sorptionsprocess drivs av det opolära ämnets låga vattenlöslighet snarare än en attraktion till materialet. Ju större molekylvikt dessa opolära ämnen har desto mer energi kostar det att tränga undan motsvarande mängd vattenmolekyler i marklösningen. För att minska denna energiförlust klumpar molekyler ihop sig och adsorberas till humus. Sorptionen av organiska föreningar till humus beror på hur polärt ämnet är. Ju mer opolärt ämnet är, desto "starkare" adsorberas det till humus (McBride, 1994). Organiska ämnen som innehåller karboxyl- och hydroxylgrupper tenderar att vara relativt lösliga i vatten p.g.a. att de kan bilda vätebindningar tillsammans med vattenmolekyler (Gustafsson m.fl., 2003a). Liksom markens organiska material blir dessa ämnen mer lösliga vid högre pH-värden, då deras vätejoner dissocierar så att man får mera negativ laddning.

För att skatta jordens förmåga att binda en viss organisk förening är det främst två variabler som är viktiga:

1. Oktanol- vattenfördelningskonstanten för ämnet, K_{ow} .
2. Hur stor del av jorden som är organiskt kol, f_{oc} .

Utifrån dessa parametrar kan man uppskatta ett K_d för organiska ämnen som benämns som sorptionskoefficienten och betecknas, K_p (partition constant). För att bestämma K_{ow} , låter man det opolära ämnet av intresse fördela sig mellan en vattenfas och oktanolfas varpå man mäter

koncentrationen i respektive fas. Denna parameter är ett mått på hur vattenlösligt ämnet är. K_p är korrelerad till det absorberande materialets organiska innehåll, f_{oc} (McBride, 1994).

3 Laktester

Ett laktest används till att undersöka utlakning av föroreningar ifrån en fast fas (t.ex. jord) till vätska (vanligen vatten). Vätskan som den fasta fasen kommer i kontakt med under försökets gång, brukar benämnas lakvätska. Förhållandet mellan vätska och jord anges som L/S-förhållandet (liquid/solid), där ett L/S värde på 2 innebär att det är dubbelt så mycket vätska som jord ($L/S = 2/1$). I ett laktest accelereras de naturliga lakningsprocesserna på laboratoriet, detta utan att förändra mekanismerna förknippade med lakningen. Lakförloppet kan accelereras genom omrörning eller skakning, genom att öka L/S förhållandet, eller genom att ändra de kemiska förhållandena vid lakningen. Det finns dock vissa processer som påverkar lakningen som inte kan accelereras, som t.ex. biologiska processer eller omvandling av ett ämne genom ljus, s.k. fotolytisk transformation. I laktest är det också svårt att efterlikna långsamma temperaturvariationer, åldringsprocesser och mineralomvandlingsprocesser eftersom de tar längre tid än vad som är praktiskt möjligt att avsätta för ett laktest (Thygesen m.fl, 1992).

De standardiserade laktester som finns är utvecklade av European Committee for Standardisation och lämpar sig i huvudsak för oorganiska föroreningar från avfall. De är inte anpassade efter de speciella förhållanden som råder för opolära ämnen eller för mikrobiella processer som påverkar organiskt material. Testen är utvecklade för avfall och ska passa en mängd olika material (Swedish Standard Institute, 2003c). Eftersom lakningsprocesser är komplexa finns det inte ett standardiserat laktest utan flera olika. Testerna delas in efter huvudsyfte i tre kategorier:

1. *Grundläggande karakterisering* - Syftet med den grundläggande karakteriseringen är att ge mer djupgående kunskap om utlakningsegenskaper både med avseende på kort och på lång sikt. Här undersöks betydelsen av en rad faktorer såsom pH, redoxpotential och förhållandet mellan fast fas och vätska (L/S-kvot). Meningen med den grundläggande karakteriseringen är inte bara att man ska få en bild av hur avfallet beter sig utan också att man sedan ska kunna ha resultaten som referensmaterial till efterföljande tester.
2. *Klassningstest* - Oftast lite enklare testmetoder än i den grundläggande karakteriseringen. Från resultaten ska man kunna klassa materialet t.ex. som farligt avfall. Testet fokuserar på nyckelvariabler som har identifierats i de grundläggande testerna.
3. *Verifikationstest* - Innefattar enkla metoder som kan genomföras på plats, t.ex. en visuell kontroll. Testet är baserat på resultaten från den grundläggande karakteriseringen och klassningstestet. Används för att verifiera att ett avfall är detsamma som dokumenten anger.

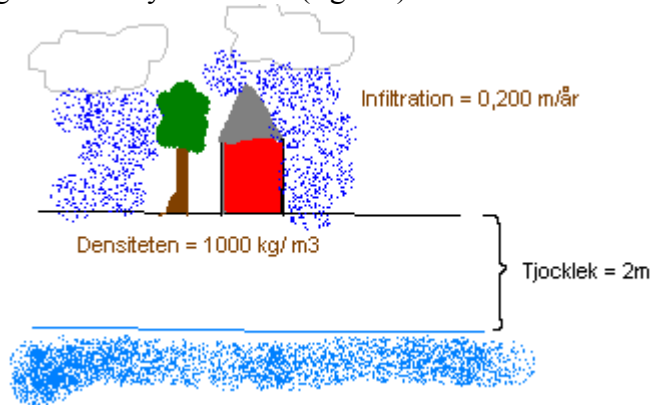
3.1 Grundläggande begrepp och faktorer som påverkar laktest

För att förstå laktest är det viktigt att vi först reder ut en del grundläggande begrepp och vilka faktorer som kommer att påverka resultatet från laktesterna. Hur mycket av en förorening som kommer att lakas ut påverkas av pH, redoxpotential, förhållandet mellan den fasta fasen och vätskan (L/S-kvoten), tiden för lakning, jordmaterialets textur, temperatur samt lösningens jonstyrka och koncentration av komplexbildande ämnen. Framförallt är dessa faktorer viktiga vid lakning av metaller. För organiska ämnen är det snarare löslighetsgränsen och halten löst organiskt kol som blir en avgörande faktor för hur mycket som lakas ut (Fortkamp m.fl, 2002).

3.1.1 L/S-förhållande

Ofta vill man i en riskbedömning av förorenad mark ta reda på hur stor mängd av förorening som kommer att lakas ut under ett visst antal år. Under naturliga förhållanden kan det ta flera år innan man når $L/S = 1$ eller 2, vilket följande exempel illustrerar (European committee for standardisation, 2002).

Exempel: I ett förorenat område har man en infiltration av 0,2 meter per år. Densiteten på jorden är för enkelhetens skull satt till 1000 kg/m^3 och tjockleken på jordlagret ner till grundvattenytan är 2 m (figur 6).



Figur 6: En skiss över infiltration till grundvattnet

Om man i en kolonn har ett L/S förhållande på 2 l/kg. Kan man relatera detta värde till tid i verkligheten m.h.a. sambandet:

$$t = \frac{L/S * \rho * h}{I}$$

där t = tiden i år.

I = infiltration i m/år

L/S = förhållande mellan vätska och fast fas, i (m^3/kg)

ρ = torr skrymdensitet (kg/m^3)

h = jordlagrets tjocklek i m

Om man sätter in siffrorna från exemplet och L/S värdet $0,002 \text{ m}^3/\text{kg}$, i formeln ovan får man ett värde på 20 år (se ekvation nedan).

$$T = \frac{0,002 \frac{\text{m}^3}{\text{kg}} * 1000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} * 2\text{m}}{0,200 \frac{\text{m}}{\text{år}}} = 20 \text{ år}$$

Om man antar att lakad mängd förorening är proportionell mot mängden vatten som rinner genom marken, kan man förvänta sig att resultatet från laktestet vid $L/S = 2$ motsvarar den lakning som lakas ur marken under en tidsperiod på 20 år. I vissa fall tar det ännu längre tid att uppnå $L/S = 2$. Ett exempel kan vara om det förorenade området har många hårdgjorda ytor och därmed ett litet flöde av vatten genom marken.

När man relaterar laktestresultatet till tid från en sådan här uträkning blir det en grov uppskattning. I verkligheten finns det många andra faktorer som spelar in, såsom förändringar

i kemiska miljön eller hydrologiska förhållande. Det är också bara vissa laktest som är lämpliga för bedömningar på lång sikt. Detta är laktest som speglar förändringar i materialets kemikaliska egenskaper t.ex. pH-stat-test, eller laktest som tar hänsyn till den dynamiska lakningen som kolonntest. pH-beroende laktest ger också information om ett materials buffringskapacitet och på så sätt får man ett mått på vad som händer om miljön förändras genom t.ex. förurning eller ökad CO₂-produktion vid mikrobiell nedbrytning. För att kunna göra en mer säker uppskattning om framtida utlakning av föroreningar, krävs att man har kunskap om de processer som kommer att påverka materialets kemiska sammansättning. Även de hydrologiska förhållandena på platsen är viktiga liksom materialets fysiska egenskaper såsom densitet och porositet (van der Sloot, 2001).

3.1.2 Partikelstorlek

Partikelstorleken har betydelse för hur lång tid det tar att uppnå jämvikt och för hur representativt provet är. I båda fallen gäller att mindre partikelstorlek ger snabbare och säkrare resultat: jämviktstiden minskar och man får bättre reproducerbarhet. Därför ska man i de flesta standardiserade laktestmetoderna krossa materialet om mer än 5 % av materialet man testar består av partiklar som är större än 4 mm. Krossningen bör dock undvikas eftersom den kan leda till att lakningen förändras beroende på att nya ytor bildas. När materialet krossas kan pH också förändras vilket i sin tur påverkar utlakningen (European Committee for Standardisation, 2002). Att partikelstorleken har betydelse för utlakningen visar också försök med PAH, där det visade sig att det var kornstorleken snarare än totalhalten som avgjorde hur mycket som lakades ut. Teoretiskt gäller att ju mindre partiklar desto mer yta per volymenhet är tillgänglig för lakning (Perhans, 2001). Detta kan ge problem med att man får en större utlakning än vad man annars skulle få eftersom det bildas nya ytor. Att nya ytor desorberar mer föroreningar beror i sådana fall på att föroreningarna redan trängts in i partiklarna och att krossningen gör dessa ytor tillgängliga för utlakning. Fördelen med att krossa är reproducerbarheten, d.v.s. chansen för att man ska få ungefär samma resultat om man gör provet mer än en gång ökar. Eftersom det är väldigt viktigt att man når en stabil slutpunkt i alla test har problem som uppstår med nya ytor fått stå tillbaka i de standardiserade metoderna för laktest (pers ref., Suers).

3.1.3 Flödes hastigheten

Flödes hastigheten berör endast laktest med perkolation, exempelvis kolonntest. Flödes hastigheten i kolonnen uttrycks i cm/dag. Ett lägre flöde gör att det är mer sannolikt att jämvikt i kolonnen uppnås och därmed kommer man närmare det naturliga flödet. Att helt efterlikna det naturliga flödet är emellertid inte möjligt eftersom det skulle ta alldeles för lång tid. Istället har man fått göra en kompromiss genom att välja ett högre flöde för att minska ner tiden för testet. I metoden för kolonntest, som håller på att bli europeisk standard, har man valt en flödes hastighet på 15 cm/dag, vilket gör att det tar ungefär 30 dagar att nå ett L/S = 10 och ca 1 vecka för att nå ett L/S = 2 (European Committee for Standardisation, 2002).

3.1.4 Totalhalt

När man bedömer resultatet från ett laktest jämför man detta med totalhalten. Totalhalten kan bestämmas på olika sätt och det viktigt att veta vilken metod som använts eftersom valet av metod påverkar resultatet. Den totala halten av förorening i den fasta fasen kan bestämmas antingen genom att tillsätta 7M HNO₃ till jordprovet och koka vid 105 grader eller genom smältning av materialet. Den senare metoden är en total upplösning av materialet och används främst vid organiska föroreningar men är även lämplig för kadmium, bly och kvicksilver (Ekberg m.fl., 2003). Båda metoderna, och då främst smältning, kan leda till att även metaller som finns naturligt inne i jordpartiklarna blir lösliga, och bidrar till totalhalten. Detta betyder

att totalhalten inte bara visar halterna av antropogena föroreningar i jorden, utan även den naturliga bakgrundskoncentrationen (pers. ref. Karlsson).

3.2 Organiska ämnen

På grund av tidigare nämnda avgränsning i arbetet kommer metoder för laktest av organiska ämnen inte att tas upp. Däremot kommer jag här kortfattat att beskriva vad som skiljer laktest för organiska och oorganiska ämnen åt.

För organiska ämnen finns inga standardiserade metoder utvecklade för laktest. Metoden som används måste anpassas för den typen av ämne man vill studera. Den måste också anpassas så att inte nedbrytning eller avgång av flyktiga ämnen sker under försökets gång. Idag pågår det mycket forskning och flera försök med att ta fram laktester som passar för olika organiska ämnen. Bland annat så har IVL tagit fram en metod för lakning av PAH:er (Bjuggren m.fl., 1999). Nordtest har arbetat med ett projekt om utvecklande av laktest för organiska ämnen för avfall och förorenad jord i samarbete med DHI i Danmark, VTT i Finland och SGI i Sverige (Broholm m.fl., 2000).

De problem som kan uppstå när man gör laktest för organiska ämnen är enligt Broholm (2000):

- Föroreningarna adsorberas till utrustningen som används i försöket, t.ex. till kolonnen.
- De kan förångas under omrörning eller under andra delar av försökets gång
- De kan fastna i filtret vid separationen av lakvätskan och fasta fasen.
- För analys av föroreningshalter i lakvätskan krävs en stor mängd lakvätska.
- Det finns risk för biologisk nedbrytning av ämnena under försökets gång.
- Ljus kan leda till kemisk nedbrytning, d.v.s. organiska ämnen omvandlas till andra former genom ultraviolett ljus.

3.2.1 Förhållanden som påverkar resultatet från laktest

För att bemöta de problem som kan uppstå vid laktester för organiska ämnen har man utvecklat och förändrat de metoder som finns för oorganiska ämnen. För lakning av organiska föroreningar är det särskilt viktigt att ta hänsyn till kontakttiden mellan fast fas och lösning. I vissa fall kan det ta månader att nå jämvikt eftersom desorptionsprocesserna ofta är långsamma. Försök med bl.a. PAH visade att koncentrationen i lösningen ökade med ökad kontakttid (Broholm m.fl., 2000). Hur lång kontakttid man bör ha beror på vad det är man vill studera. Om man ska undersöka den maximala utlakningen av ämnet krävs det en längre kontakttid än om man bara ska studera hur mycket som lakas under mer naturliga förhållanden. Ju längre kontakttid man har desto mer ökar dock risken för att resultaten påverkas av nedbrytning eller att man får förluster via förångning.

Suspenderade partiklar har stor betydelse för resultatet i laktesten. I ett försök med kolonntest har man jämfört resultat från separeringssteget genom att antingen centrifugera eller filtrera. Man fick då en signifikant skillnad i koncentrationen av föroreningen i lösningen mellan de båda metoderna och det berodde på att partiklar av storleken 12-45 µm till stor del överlevde centrifugeringen, men fastnade på filtret (Broholm m.fl., 2000). I en undersökning gjord av IVL (Bjuggren m.fl., 1999), visades att halterna av organiska föreningar var avsevärt lägre i de filtrerade proverna än i de centrifugerade. De små partiklar som man fick med i analysen av det centrifugerade provet innehöll alltså föroreningar. Dessa föroreningar är viktiga att

räkna in i den halt som kan lakas, eftersom de kan vara mobila i naturen. Även något större partiklar kan ha betydelse för lakningen av organiska ämnen. Detta visar försök där utlakningen i samma testmetod men med olika filterstorlekar jämförts. I ett försök hade man två liknande material i ett kolonntest men med olika filterstorlek. Resultatet visade att testet som tillät störst partikelstorlek, $< 75 \mu\text{m}$, lakade 100-1000 ggr så mycket som det test som tillät den mindre storleken, $< 0,45 \mu\text{m}$ (Broholm m.fl., 2000).

Vid laktest påverkar också försöksuppställningen hur mycket som kommer att lakas ut av de olika ämnena. Beroende på t.ex. vilken typ av lakvätska man väljer får man olika mycket utlakning. För opolära organiska ämnen kommer väldigt små mängder att lakas ut då avjoniserat vatten används som lakvätska (Perhans, 2003). Genom att ändra faktorer såsom pH och halten löst organiskt kol speglar man olika typer av utlakning. Lakvätskan kan bestå av en surjord vätska eller basisk. En del förespråkar lakvätska med humussyror för att få ett mått på maximal utlakning. I en studie gjord av IVL har man använt sig av avjonat vatten tillsammans med 2 g/l natriumazid för att förhindra biologisk aktivitet (Bjuggren m.fl., 1999).

Från försök har man kommit fram till följande rekommendationer för laktest för organiska ämnen: Instrument och annan testmateriel bör vara gjort av material som har minimal adsorption av organiskt material, t.ex. glas, teflon eller rostfritt stål. Testsystemet bör vara slutet för att undvika förluster genom förångning. Så mycket som möjligt bör genomföras i mörker för att minimera fotokemisk nedbrytning. Under testets gång ska man försöka minska risken för biologisk nedbrytning; detta kan man göra genom att sänka pH-värdet i lakvätskan efter lakning till 2. För att undvika aerob nedbrytning bör man använda sig av ett slutet system utan syre (Broholm m.fl., 2000). Man ska undvika att filtrera lakvätskan och istället centrifugera bort större partiklar (Bjuggren m.fl., 1999).

3.3 Laktester för oorganiska ämnen

De olika laktest som finns och som håller på att bli europeisk standard är tillgänglighetstest, pH-statisk lakning, diffusionstest, skaktest och kolonntest. En fördel med att testerna blir standardiserade är att man lättare kan jämföra resultaten, om de är utförda enligt kriterierna för standardmetoden (Fortkamp m.fl., 2002). De laktester som finns är utvecklade för deponier men det pågår just nu ett internationellt ISO-samarbete för att ta fram tester för förorenad mark, både för organiska och oorganiska ämnen (pers. ref. Fortkamp).

3.3.1 Skaktest

Skaktest har även blivit svensk standard och metoden innebär att ett material (t.ex. jord) skakas med en vattenlösning. Testet är baserat på antagandet att jämvikt eller nära jämvikt kommer att uppnås mellan den fasta fasen och vätskan. Metoden lämpar sig för granulära material och material som går att krossa.

Det finns fyra olika typer av skaktest som är europastandard idag, dessa skiljer sig från varandra genom olika L/S förhållande och kornstorlek. De olika typerna av skaktest redogörs kortfattat för i tabell 1 nedan. Alla fyra testerna är användbara som klassningstest av avfall (Swedish Standard Institute, 2003c). Det innebär att man t.ex. kan använda skaktest för att kontrollera att lakningsegenskaperna för avfall inte har förändrats. Resultatet från skaktestet visar hur mycket som kan lakas ut vid en given situation ($L/S = 2$, $L/S = 10$). Det ger dock ingen information om sammansättningen av den initiala lakningen från avfallet (Wadstein m.fl., 2002).

Tabell 1: En beskrivning av de fyra olika typerna av skaktest.

Skaktest:	Beskrivning:
SS-EN 12457-1:	Enstegs skaktest vid ett L/S-förhållande på 2 l/kg och med partikelstorlek mindre än 4 mm
SS-EN 12457-2:	Enstegs skaktest vid ett L/S-förhållande på 10 l/kg och med partikelstorlek mindre än 4 mm
SS-EN 12457-3:	Tvåstegs skaktest med L/S-förhållandena 2 l/kg och 8 l/kg för partikelstorlek mindre än 4mm
SS-EN 12457-4:	Enstegs skaktest vid L/S 10 l/kg och med partikelstorlek mindre än 10 mm.

För alla testerna gäller att partiklar större än vad som anges i testet ska siktas bort; om mer än 5 % av provet är partiklar större än det angivna värdet så ska de krossas. Eftersom metoderna för de fyra olika skaktesten är väldigt lika kommer endast metoden för tvåstegs skaktest att beskrivas mer i detalj. Några skillnader mellan övriga lakteter kommenteras därefter.

Metod

Testet är endast utvecklat för avfall med en hög andel fast fas, torrsubstansen (d.v.s. förhållandet mellan den torkade massa och ursprungliga massan) ska vara högre än 33 %. Det är alltså inte användbart för slam. Ett prov på minst 2 kg samlas in och siktas genom en 4 mm sikt. Om mindre än 95 % av partiklarna rinner igenom ska återstående material krossas. Torrvikten ska bestämmas på avfallet och utifrån detta beräknar man halten torrsubstans, (TS). Till provet tillsätts först lakvätska så att $L/S = 2$ l/kg. Provet placeras sedan på en skakmaskin och skakas i 6 timmar. Efter skakningen låter man det fasta materialet sedimentera i ca 15 minuter. Därefter dekanterar man lakvätskan från det fasta materialet och filtrerar den genom ett 0,45 µm membranfilter under tryck. Filtringen får ta högst en timme. Tar den längre tid, p.g.a. att provet innehåller mycket fina partiklar eller är humusrikt, skall provet centrifugeras innan det filtreras.

Efter att lakvätskan dekanterats tillsätter man ny vätska till den fasta fasen, de filtrerade delarna och filtret. Andelen vätska tillsätts är 8 l/kg, så att det kumulativa L/S-förhållandet blir 10 l/kg. Provet skakas därefter i 18 timmar. Efter den andra skakningen filtrerar man lakvätskan igen med samma metod som efter första skakningen. De båda lakvätskorna analyseras med avseende på de föroreningar som man är intresserad av. För att kontrollera att provet inte förorenats på laboratoriet under de olika stegen så använder man sig också av en blank.

Resultatet från analyserna fås i mg/l och detta räknas om till mg/kg torrsvikt. För att få en uppfattning om hur mycket som kan skilja i resultaten laboratorier emellan, har man jämfört samma metod på flera olika ställen. Utifrån detta har man kommit fram till att reproducerbarheten av resultatet är kring 70 % i tvåstegs laktetest. Detta värde visar den skillnad som kan uppstå (med 95 % konfidensintervall) om samma material testas på olika laboratorier med samma metod. Detta innebär att ett värde på 5,4 mg/kg kan vara lika med 5,4 mg/kg \pm 3,8 mg/kg. Denna siffra kan komma att bli högre om materialet är mycket heterogent eller om man använder sig av grövre kornstorlek (Swedish Standard Institute, 2003c).

Jämförelse mellan de olika skaktesten

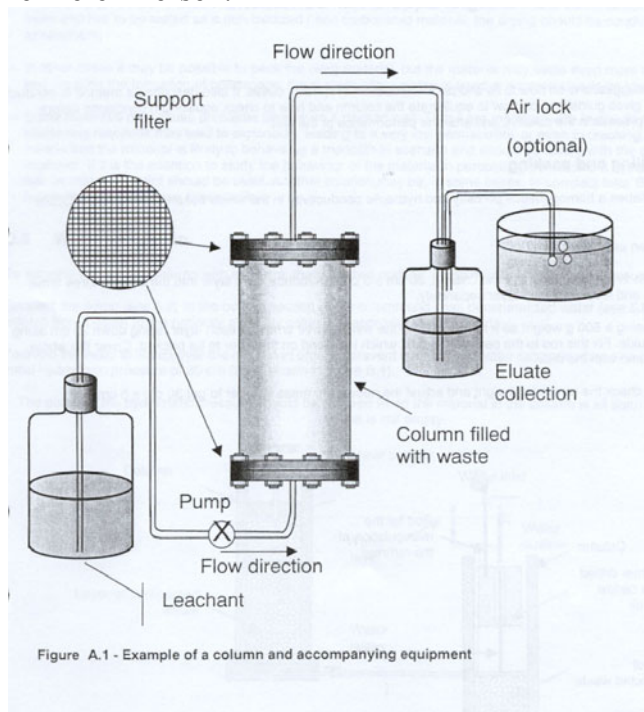
I de fyra olika testerna har man olika L/S-förhållanden, vilket leder till olika slutresultat. Också egenskaper som är oberoende av testet påverkar resultatet, som t.ex. pH. Det blir en skillnad i resultaten för enstegstestet vid L/S 10 och tvåstegstestet vid L/S 10 eftersom det blir skillnad i de kemiska jämvikterna. Att det blir skillnad i jämvikterna beror på att i

tvåstegstestet tas den först utlakade andelen av ett ämne ut efter skakning vid L/S 2, därefter kan jämvikt åter inställa sig i det andra steget vid L/S 10. Enstegstestet vid L/S 2 kan inte användas i de fall då avfallet har en för hög vattenhalt innan testet eller om det finns risk för att avfallet kommer att få det efteråt. Vad gäller kornstorleken så kan en större kornstorlek innebära en sämre reproducerbarhet i resultaten från heterogena avfall. Vilket av de fyra skaktesten man ska välja beror på vilken information som krävs för att göra den grundläggande karaktärisering eller verifikationstestet (Swedish Standard Institute, 2003a, b, d).

3.3.2 Kolonntest

Kolonntest används vid grundläggande karaktärisering och är även detta utvecklat för oorganiska ämnen i granulärt avfall. Testmetoden är en perkolering genom en kolonn och från resultatet kan man se vilka föroreningar som binds hårdt till den fasta fasen och därmed lakas långsamt. Resultatet uttrycks i koncentration som funktion av det kumulativa L/S-förhållandet. Testet efterliknar processen då regnvatten filtrerar genom materialet, men med större genomströmningshastighet. Eftersom den initiala lakningen mäts med täta intervall fås en god uppfattning om sammansättningen hos det första lakvattnet (Wadstein m.fl., 2002). Metoden som beskrivs nedan är ett förslag till standarden (European Committee for Standardisation, 2002), standardiserad metodbeskrivning fanns ej när detta skrevs.

En ca 30 cm hög kolonn med en diameter på 5 cm eller 10 cm och med ett filter i botten, fylls först med ett tunt lager finkrossat, icke-reaktivt material. Detta för att få ett extra filter och för att underlätta vattenflödet i kolonnen. Till kolonnen kopplas en pump som ska ha en kapacitet mellan 10 och 20 ml/h för den mindre kolonnen. För den större ska kapaciteten kunna justeras mellan 40 och 60 ml/h. Bilden nedan (figur 7) visar kolonnen och den utrustning som behövs för kolonnförsök.



Figur 7: Illustration över kolonnen och övrigt material som används vid kolonntest

För den smalare kolonnen krävs ett prov på minst 2,5 kg och för den bredare ett på 10 kg. Jordmaterialets partikelstorlek avgör vilken kolonndiameter som man skall använda. Om mer än 95 % av materialet har en partikeldiameter mindre än 4 mm använder man den smalare (5

cm) kolonnen. Om mindre än 95 % går igenom kan man antingen krossa delar av materialet och använda sig av den mindre kolonnen, eller så tar man den större kolonnen. Generellt gäller att den största partikelstorleken bör vara minst 10 ggr mindre än diametern på kolonnen.

Torrsubstanshalten hos materialet bestäms. Kolonnen packas med materialet enligt beskrivning i den föreslagna standarden (European Committee for Standardisation, 2002). På toppen läggs ytterligare ett lager ickereaktivt material och ett filter. Kolonnen mäts med lakvätska, bestående av avjonat vatten, genom tryck underifrån m.h.a. en pump och därefter får den stå i tre dygn för att uppnå jämvikt. Efter jämvikt startas pumpen och en viss flödes hastighet ställs in. För att bestämma om det råder jämvikt i kolonnen mäter man pH i de första delproverna. Om pH i de två första delproverna som omfattar L/S=0.05 l/kg vardera, skiljer sig mer än 0,5 enheter säger man att jämvikt inte råder. Man måste se till att jämvikt inställer sig innan testet kan startas. Om det efter tre dagar inte råder jämvikt får man antingen låta kolonnen stå längre eller göra en cirkulation av lakvätskan i ett slutet system. Detta tills pH-variationen är 0,5 eller mindre över en period av 8 timmar.

Om pH i de två första delproverna överensstämmer, d.v.s. jämvikt har uppnåtts, bildar man ett prov av dem båda som tillsammans får ett L/S förhållande på 0,1 l/kg. Sammanlagt tas 7 olika prover ut ifrån kolonnen vid L/S förhållandena 0,1; 0,2; 0,5; 1,0; 2,0; 5,0 och 10,0. Testet är klart när man nått L/S =10. Om ingen automatisk lakvätsksamlares finns tillgänglig kan man beräkna tiden när proverna behöver tas. Metoden för kolonntestet ska ändras när den blir standardiserad till att bli flödesstyrd. Detta kommer innebära att flödet styrs av materialet och olika material kommer att ta olika lång tid, man får dock räkna med minst 2 veckor.

I alla prover mäts pH och konduktivitet. Halten löst organiskt kol bestäms liksom koncentrationerna av de föroreningar man är intresserad av. Proverna jämförs med en blank. Från analyserna beräknar man sedan mg/kg torrmasa genom följande ekvation:

$$U_i = (V_i * c_i) / (m_o)$$

där U_i = mg av ämnet per kg torrmasa i fraktion i.

V_i = volym av lakvätskan i fraktion i.

c_i = koncentration av förorening

m_o = torrmassan

Under utvecklandet av kolonntestet har man fått välja vilka scenarier som testet ska simulera. Detta innebär att det inte kommer att ge en generell bild av alla scenarier. Några krav för testet var bl.a. att det skulle vara enkelt, praktiskt, att jämvikt skulle råda och att resultatet skulle vara reproducerbart. Eftersom det inte är möjligt att optimera och uppfylla alla krav har man fått göra kompromisser. T.ex. har man valt att göra testet snabbare och därmed har man fått ta bort kravet på en mer utförlig kontroll av att jämvikt uppnåtts. Nu finns bara en kontroll innan testet sätts igång (European Committee for Standardisation, 2002).

3.3.3 Tillgänglighetstest

Syftet med tillgänglighetstestet är att se hur mycket som kan tänkas lakas ut ur avfall under extrema förhållanden, t.ex. extremt pH, mycket vatten eller efter full oxidering av materialet. Testet används främst som underlag för materialets grundläggande karakterisering men kan även användas som klassningstest. Resultaten från testet visar hur mycket som kan lakas ut på lång sikt och man brukar använda värdet som en övre gräns för möjlig utlakning. Testet kan

användas för både oorganiska och organiska ämnen (Wadstein m.fl., 2002). Nedan beskrivs ett par olika metoder:

Metod

Testet utförs i två steg med ett högt L/S förhållande (100). I första steget tillsätter man salpetersyra (HNO_3) så att pH blir högst 7 (om provet inte redan har lägre pH). Provet rörs med magnetomrörare i tre timmar och därefter separeras vätskan från den fasta fasen. Vätskan filtreras genom ett 0,45 μm membranfilter och sparas. Återstoden av materialet och filtret läggs i en bägare, vatten tillsätts och pH justeras till 4 med HNO_3 . Provet rörs sedan i 18 timmar. Lakvätskan filtreras igen och läggs ihop med vätskan från första omröringen innan den analyseras. Extraktet analyseras med avseende på pH, redoxpotential och halten föroreningsämne. Resultatet anges i mg/kg torrsubstans (Nordtest, 1995).

En variant på tillgänglighetstestet är oxiderat tillgänglighetstest som är utvecklat för att se hur mycket som kan tänkas lakas vid kontrollerade oxiderade förhållanden. Oxiderade förhållanden kan både öka och minska utlakning av föroreningar. De oxiderade förhållandena i lakvätskan uppnås genom tillsats av väteperoxid och salpetersyra. I övrigt är metoden densamma som i det ovan beskrivna tillgänglighetstestet (Nordtest, 1999).

3.3.4 pH-beroende laktest

pH beroende laktest används för grundläggande karaktärisering av avfall. Det finns två huvudtyper av laktest som ger information om hur mycket metaller som lakas ut vid olika pH-värden. De två testen är pH-stattest och ANC-test (acid neutralisation capacity). Båda testen ger teoretiskt samma slutresultat men metoderna är olika. För båda metoderna gäller att pH hålls konstant till ett förutbestämt värde genom att tillsätta syra (HNO_3) eller bas (NaOH). Metoderna för de bägge testen är liknande. Skillnaden är att man för pH-stattest kontrollerar pH under försökets gång med ett pH-statsystem som är kopplat till en dator och automatiskt mäter och justerar pH med en syra eller bas. För ANC-testet tillsätts syra eller bas för hand endast vid tre tillfällen. För att veta hur mycket som ska tillsättas måste man innan ha bestämt materialets syraneutraliserande förmåga (ANC). ANC-testet är betydligt billigare än pH-stat testet eftersom det inte krävs någon dyr utrustning. Båda metoderna pågår under en 48 timmars jämviktsperiod då de blandas kontinuerligt. I försöket ska man använda ett homogent material vilket innebär att man i de flesta fall måste förbehandla det genom att mala och krossa det. L/S-förhållande i båda metoderna ska vara 10. Efter de 48 timmarna centrifugerar man provet för att separera lakvätskan från partiklarna. Därefter filtreras vätskan genom ett 0,2 μm membranfilter och analyseras. För testen rekommenderas att man gör mätningar vid åtta olika pH-värden mellan pH 4 och 12. Närliggande pH i serien får maximalt vara 1,5 enheter från varandra (Lehmann m.fl., 2000; Comans m.fl., 2003).

3.3.5 Diffusionstest

Diffusionstestet är utvecklat för monolitiska (gjutna kroppar) och mycket täta material som man kan göra en provkropp av. Det är därför inte så användbart på jordmaterial. I testet sänker man ner provkroppen i en lakvätska och analyserar därefter vid fasta tidpunkter hur mycket som diffunderat ut. Monolitiska material som lämpar sig för testet kan vara t.ex. asfalt, packat slam eller stabiliserad flygaska där utlakningen i huvudsak är styrd av diffusion snarare än massflöde av vätska genom materialet. Den fasta kroppen, som har en yta på 75 cm^2 , sänks ner i en svagt surgjord lakvätska (avjonat vatten + HNO_3 till pH 4). Lakvätskan filtreras och analyseras vid vissa tidpunkter under försökets gång. Testet pågår under 64 dagar och man mäter den kumulativa utlakningen i mg/m^2 (Wadstein m.fl., 2002).

3.3.6 Sekventiella laktest

I sekventiella laktest behandlas jordprover med olika kemiska reagens. Tanken är att man ska separera olika bindningsformer av ett ämne i jorden, där de svagast bundna formerna extraheras i de första stegen med ett svagt reagens o.s.v. Utifrån sekventiella laktest får man ett bättre underlag för vilka åtgärder man ska vidta i en riskbedömning. Detta eftersom man kan se vilken inverkan miljön kommer att ha på utlakningen av föroreningar. Utifrån resultaten kan man uppskatta föroreningars spridning samt förutsäga effekten av åtgärder som urgrävning, deponering, kemisk stabilisering m.m.

Inom forskningen har sekventiella laktest använts en hel del och det finns en rad olika kombinationer föreslagna i litteraturen (Roos, 1994). En svensk metod är utvecklad av Luleå tekniska högskola (Land, 1998) och har bl.a. använts i samband med riskbedömning på förorenad mark. Testet är baserat på en femstegsprocedure där lakvätskan tas ut och analyseras i varje steg. De olika stegen ska representera olika miljöer som t.ex. sur nederbörd eller oxiderande förhållanden. De fem olika stegen är:

- 1) Adsorberande och utbytbara metaller. Lakning sker vid pH 5 genom att tillsätta en natriumacetatbuffert, för att efterlikna sur nederbörd. I detta steg kommer de lätt utbytbara jonerna att frigöras genom jonbyte.
- 2) Instabila organiska former. En lösning natriumpyrofosfat ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) tillsätts jorden för att frigöra de föroreningar som sitter bundna till relativt lösligt organiskt material.
- 3) Reduktion av Fe/Mn-oxider. Ett mildt reducerande reagens (0,25 M hydroxylamin-hydroklorid + $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$, i 0,10 M HCl) används för att reducera järnhydroxider och manganoxider. Även ytkomplexbundna metaller kommer att frigöras. Denna typ av reduktion kan ske naturligt om t.ex. grundvattenytan höjs.
- 4) Kristallina järnoxider. Här används ett starkt reducerande reagens (1 M $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ i 25 % ättiksyra) för att även reducera kristallina järnoxider. Metaller bundna till dessa kommer då att frigöras.
- 5) Stabila organiska former och sulfider. Här sker lakning under starkt oxiderande förhållanden (kaliumklorat- KClO_3 i 12 M HCl + vidare tillsats av 4 M HNO_3) och ämnen bundna till sulfider kommer att frigöras. Organiskt material som är mer svårlöst (som inte lakats ut i steg 2) kommer också att oxideras och därmed kommer även metaller bundna till dessa att frigöras.

För samtliga steg lakar man och tillsätter ny lakvätska om vartannat. L/S- förhållandet varierar mellan de olika stegen och kan även variera mellan olika försök. Det finns ingen siktning förutbestämd men man brukar sikta bort partiklar större än 2-3 mm (Carlsson, 2000).

3.4 Jämförelse mellan olika typer av laktest

Olika laktest har olika svagheter och styrkor. Kolonnstestet ger god information om hur ett läckage beter sig, eftersom testet simulerar kontinuerligt flöde av vatten genom marken. Skaktestet, där ett eller två L/S-förhållanden testas, ger en mer begränsad information. I båda dessa test är det materialet som kommer att avgöra pH. I pH-stattest däremot styr man pH och resultatet ger information om hur mycket som kan komma att lakas när pH ändras. I tabell 2 jämförs de standardiserade laktest som används mest på förorenad jord.

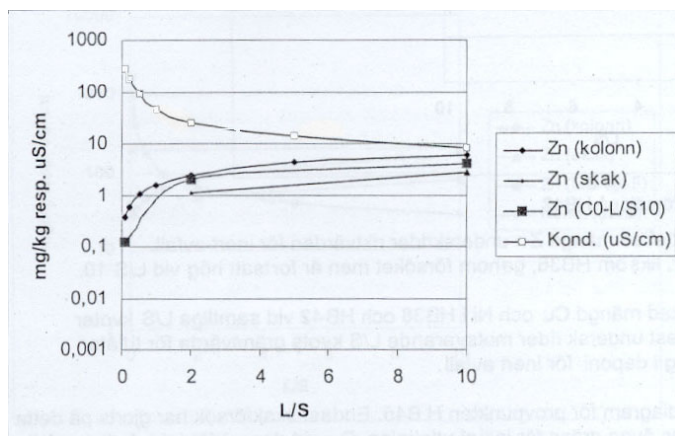
Tabell 2: Översikt över några standardiserade laktest.

	Kolonntest	pH-beroende	Tillgänglighetstest	Tvåstegs skaktest
Försökstid	504 h	48 h per pH-värde	3 h + 18 h	6 h + 18 h
Total tid	21 dagar	4 veckor	ca 2 dagar	ca 2 dagar
L/S-förhållande	10	10	100	2 och 8
Temperatur	ca 20°C	ca 20°C	ca 20°C	ca 20°C
Lakvätska	Avjonat vatten	Syra (HNO ₃) eller bas (NaOH)	Syra (HNO ₃)	Avjonat vatten
Antal prover	7	8	2	2
Info	Utlakning vid naturligt pH som en funktion av tiden	Utlakning vid 8 olika pH	Utlakning vid extrema förhållanden	Utlakning vid naturligt pH
Kostnad	Medel	Hög/Medel	Låg	Låg

Utlakning av lättillgängliga föroreningar tar olika lång tid i olika laktest. I ett skaktest uppstår större kontaktyta mellan förorenade partikelytor och vattnet, än i ett kolonntest. Detta gör att utlakningen kommer att gå snabbare i skaktestet. I ett kolonntest sker ett riktat flöde genom kolonnen, vilket begränsar utbytet mellan vattnet och den fasta fasen (Perhans, 2003). Kolonntestet har emellertid mer material och materialet kommer under längre tid i kontakt med lakvätskan, så totalt sett sker det ett större utbyte mellan vatten och partiklar i ett kolonntest.

Hage (2004) jämförde tre standardiserade laktest (kolonntest, pH-stat test och skaktest) på ett restmaterial från tegelindustrin. När tegelindustrin renat de gaser som uppkommer har man använt sig av ett filter av kalciumkarbonat. Detta filter innehåller höga halter av SO₂, fluor och metaller. Det var inte stor skillnad i utlakning mellan de olika laktesterna vid samma L/S-kvot och pH-värde för de flesta ämnen som undersöktes (Al, Ca, K, Mg, Na, P, F, Cl, SO₄, Se, Zn och Br). Vissa ämnen, som selen och zink, gav dock väldigt olika utlakning i de olika testerna. För selen kan detta bero på att den ofta finns i den komplexa formen SeO₄²⁻, selenat, som kan substituera silikat i vissa mineral. Slutsatsen av undersökningen var att skaktest är ett bra alternativ till kolonntest, speciellt om man redan känner till lakningsbeteendet för ett materialet. Däremot är pH-stat testet väldigt olik de övriga, eftersom pH:t där är justerat (Hage m.fl., 2004).

En stor skillnad mellan tvåstegs skaktest och kolonntest är alltså att i skaktest missas den initiala lakningen som sker av materialet. Det är ofta vid låga L/S-värden som det mesta av föroreningarna sköljs med eftersom de mest lättillgängliga fraktionerna av ett ämne lakas ut först. I figur 8 visas ett exempel där man gjort både skaktest och kolonntest för zink. Från figuren kan man se att den kumulativa lakade mängden ökar med ökande mängd lakvätska (L/S-förhållande). Koncentrationen i lakvätskan (µg/l) är emellertid högre vid låga L/S-värden, vid högre L/S-värden späds mängden ut av den ökande vätskehalten. Kurvan går mot en relativt konstant nivå vid högre L/S-värden, detta eftersom det mesta av föroreningarna redan har lakats ut. Denna initiala utlakning syns inte i skaktestet (Danske GeoservEx A/S, 2003).



Figur 8: Kolontest, skaktest och konduktivitet för zink (Danske GeoservEx A/S, 2003).

3.5 K_d beräknat från laktest

Det finns olika metoder för att mäta K_d . Där den kanske vanligaste metoden är skakning av förorening med jord, där man tillsätter en lösning av det ämne man är intresserad av till jorden och låter det skaka en viss tid. K_d beräknas då utifrån den adsorberade mängden av ämnet och vätskans koncentration vid jämvikt. Den adsorberade mängden bestäms i sin tur genom att ta koncentrationen av ämnet i den tillsatta lösningen minus koncentrationen av ämnet som finns kvar i lösningen vid jämvikt. Bestämningen av K_d sker, i detta fall, efter adsorption till ett mer eller mindre rent material. Denna metod kommer att visa materialets benägenhet att sorbera föroreningen. Nackdelen med metoden är att den inte representerar de naturliga förhållandena i miljön. I naturen passerar t.ex. vattnet jorden med en viss hastighet och både reaktionstid och omblandning mellan fast fas och lösning kan vara mindre än vid skakningen. Detta gör att denna metod kan ge för höga K_d -värden mot det naturliga värdet (Internet, 1).

Beräknas K_d istället från ett laktest får man ett värde för desorption. Detta eftersom man redan har förorenad jord när man skakar och inte, som i metoden ovan, tillsätter förorening till jorden. K_d -värden används ofta under antagandet att sorptions- och desorptionsprocesser är lika snabba, men försök visar att desorptionsprocessen kan vara mycket långsammare än sorptionsprocessen (Internet, 1). När man beräknar K_d utifrån ett laktest finns dessutom möjligheten att upplösning av fällningar påverkar resultatet. Om det undersökta ämnet står i jämvikt med en utfälld fas, blir halten i lösningen oberoende av totalhalten i jorden. Om förhållandena i jorden i övrigt är konstanta i lösningen, blir halten av förorening i lösningen teoretiskt sett konstant. Det K_d som beräknas under sådana förhållanden kommer då att öka med ökad totalhalt i jorden och kan då inte tillämpas generellt på material med skiftande totalhalt. Vid beräkning av K_d utifrån ett adsorptionsförsök är det å andra sidan ingen risk för detta problem, så länge de tillsatta mängderna är så små att lösningen inte blir mättas med avseende på de fasta faser som eventuellt skulle kunna fällas ut. K_d -värdet i detta fall blir istället relativt oberoende av totalhalten förutsatt att det är adsorptions och inte löslighetsjämvikter som reglerar koncentrationen i lösningen (pers. ref. Neretniks).

Utfällning kan ha olika betydelse för K_d beroende på ämnets egenskaper. Försök har visat att Pb kan fällas ut om koncentrationen i lösningen överstiger 4 mg/l vid pH 4 och 0,2 mg/l vid pH 8, om klorid och fosfat finns närvarande. Vid pH över 6,0 kan Pb även fällas ut tillsammans med karbonater. Om man beräknar K_d när lösningen överstiger dessa koncentrationer för bly kan man därför få missvisande resultat eftersom K_d då kommer att spegla utfällningsreaktionerna snarare än adsorptionsreaktionerna (Internet, 2). Innan man

eventuellt använder K_d , är det alltså viktigt att bilda sig en uppfattning om det verkligen är adsorption/desorption, och inte utfällning/upplösning, som reglerar ämnets löslighet.

Ett annat problem med att bestämma K_d utifrån skaktest är den korta tid som försöket pågår. I den första extraktionen vid L/S 2 har provet bara skakats i 6 timmar och även om standarden förutsätter att jämvikt uppnås är detta kanske inte fallet. Speciellt för hårdare bundna metaller såsom för Cd, Pb, Cu och Hg kan jämvikt ta längre tid att uppnå. Om jämvikt verkligen uppnås å andra sidan borde K_d inte påverkas av L/S-förhållandet.

Viktigt att tänka på när man beräknar K_d från laktest är att den lösast bundna fraktionen av en jon lakas ut i början av lakningsförloppet, d.v.s. vid låga L/S-värden. Vid högre L/S-värden är det mestadels hårdare bundna joner kvar (som komplexbundna joner). Kinetiken för dessa joner kan vara långsammare vilket innebär att jämvikt tar lång tid att uppnå. Det finns då en risk för att man får en utspädningseffekt av höga L/S-värden vilket kan leda till för höga K_d -värden. Därför kan det vara säkrare att beräkna K_d från låga L/S-värden eller från laktest som pågår en längre tid.

3.6 Hur laktest speglar den naturliga utlakningen

Lakningsprocesserna i naturen är väldigt komplexa och det finns inget test som kan ge en fullständig bild av alla interaktioner som sker. Vid laktest påverkar försöksupplägget hur mycket som lakas ut under olika naturliga förutsättningar. Genom att ändra parametrar såsom pH och halten löst organiskt kol speglar man utlakning under olika verkliga förhållanden.

Föroreningars lakningsbeteende i naturen kan studeras med laboratorieexperiment, fältförsök eller genom modellering. I fältförsök använder man sig ofta av lysimetrar och dessa försök pågår under naturliga förhållanden med nederbörd etc. Från försöken kan man få information om olika aspekter hos lakprocessen, såsom de fysikaliska mekanismer som påverkar lakningen och kemiska interaktioner mellan förorening och lakvätska. Det finns flera faktorer som gör det svårt att jämföra laboratorietest med lakförsök i fält. Ett problem är att föroreningarna kan ligga ojämnt utspridda vilket gör det svårt att ta ett representativt prov för platsen. Vid provtagning och omhändertagande av den förorenade jorden, kan det också ske förändringar i provet genom t.ex. biologisk aktivitet, CO_2 -påverkan eller oxidation. För att få en bättre jämförelse mellan laboratorietestet och fältsituationen är det viktigt att man vet vad laktestet är utvecklat för och vilka antaganden som görs. Ett exempel är enstegs skaktest som är utvecklat som verifikationstest och visar medelutlakningen över en viss period (görs vid ett L/S-värde som motsvarar 3-10 års lakning i fält). Testet är inte utvecklat för att ge någon topputlakning eller aktuell utlakning på plats, utan är snarare till för att testa om materialets lakningsegenskaper förändrats sedan den grundläggande karaktäriseringen. Därför, när man jämför detta test med fältförsök, får man ofta stora skillnader i utlakningen, främst p.g.a. att testet inte simulerar vissa faktorer såsom biologisk aktivitet, oxidation, pH eller CO_2 -påverkan. Man ska inte förvänta sig en bra matchning mellan den verkliga utlakningen och laktesten om det är så att fält- och laboratieförhållandena är olika (Anderson m.fl., 2003).

Ett laktest kan som sagt aldrig simulera alla processer som påverkar lakningen i naturen. Däremot kan man välja tester som passar bättre i den givna situationen. Ofta ger försök med kumulativ lakning (t.ex. kolonntest) en bättre bild av den verkliga lakningen. Dock kan det även här uppstå problem. I t.ex. en jämförelse av Janssen-Jurkovieova (1994) med lakning av granulärt material i kolonn respektive lysimeter överrenstämde resultaten inte så bra. Vissa ämnen (Ca, Mg, Mo, Si, Na) visade på högre utlakning i kolonn jämfört med lysimetern

medan andra ämnen (Al, Fe, K) underskattades i kolonnförsöket. Författarna menar att detta berodde på att kolonnförsöket varade för kort tid för att visa långsamma markprocesser såsom vittring, bildning av sekundära mineral och humifiering. Resultat från kolonntest vid flera olika L/S-värden gick inte att relatera till en tidsskala under fältförhållanden. Författarna föreslog att en modell skapas, där långsammare processer som adsorptions- och desorptionsprocesser kunde förutses, för att få en bättre matchning mellan laboratorieförsök och verklighet. Andra försök t.ex. det av Hjelm (1990), som också jämfört kolonntest med fältförsök från kol flygaska, visar emellertid på god korrelation mellan de båda fallen. Där menar Hjelm att laktest är ett bra hjälpmedel för att förutspå lakvätskans sammansättning och dess variation över tiden (Anderson m.fl., 2003).

Fällman (1997) har också jämfört resultat från lysimetrar i fält med resultat från laktest på laboratoriet. Detta lysimeterförsök pågick under ett års tid och man kunde på den korta tiden se signifikanta skillnader i de faktorer som påverkade utlakningen. Slutsatsen av försöket var att man kan använda sig av laktest för att få en uppskattning av utlakning. Laboratorietesten borde dock utvecklas för att reflektera parametrar som pH och redoxpotential för att ge en bättre bild av utlakningen. Processer som oxidation, reduktion och CO₂-utbytet är emellertid komplexa processer som kan vara svåra att simulera i laktest. Både Fällman (1997) och Hage (2004) konstaterar att ett enkelt skaktest inte är fullt tillräckligt för att testa materialens olika utlakning. När man bara behöver en indikation på föroreningens lakningsbenägenhet eller om man ska jämföra värden med generella riktvärden kan det vara tillräckligt. Vill man ha mer information om hur lakningen förändras med tiden, är kolonntest eller pH-beroende test bättre (Hage m.fl, 2004).

Löst organiskt kol (DOC) har stor betydelse för utlakning av vissa metaller, främst dem som binds hårt i marken. Vid höga L/S värden kan DOC spädas ut vilket gör att man får lägre halter DOC än vad man hade fått naturligt. Detta kan leda till att man eventuellt underskattar utlakningen av metaller. Kolloider i naturen kan vara aggregerade och vid främst skaktest kan det finnas en risk att dessa dispergeras. Detta kan då leda till en ökad halt i laboratorietestet jämfört med den naturliga utlakningen. Kolloiders upplösning kan också påverkas av andra parametrar, såsom halten natrium. Man har t.ex. sett att en stor andel natriumjoner som man ofta har vid vägrenar, gör att metaller blir mer mobila. Detta p.g.a. att kolloiderna dispergeras av de ökade natriumhalterna i marken (pers. ref. Gustafsson).

4 Bedömning av avfall, deponering och förorenad mark

En deponi är en upplagsplats för avfall. Lagstiftning om avfall och deponier styrs främst från Europeiska Unionen. I *direktiv om farligt avfall, deponering av avfall* (1999/31/EC) ställer EU upp vilka krav som ska gälla för medlemsstaterna. Dessa krav är bindande, men medlemsstaterna kan själva välja tillvägagångssätt för att uppnå kraven. I Sverige styrs lagstiftningen om avfall genom den svenska förordningen gällande farligt avfall (Svensk författningssamling, 1996) och förordning om deponering av avfall (Svensk författningssamling, 2001). Det finns idag inga krav på att man måste göra laktest i samband med deponering av avfall. Däremot så finns det redan framtagna riktlinjer för vilka halter av ett ämne som får lakas vid olika L/S- värden och beroende på avfallstyp. Från nästa år, 2005, införs nya lagar som kräver att laktest görs vid deponering av vissa avfall. Resultatet från laktest blir då styrande för hur avfallet klassas. Det kommer också krav på vilka typer av laktest som ska utföras vid klassning av avfallet (Naturvårdsverket, 2004).

4.1 Avfallsklasser

I förordningarna delas avfall in i tre klasser: farligt avfall, icke-farligt avfall och inert avfall. Inert avfall är avfall som inte förväntas genomgå några väsentliga förändringar, fysikaliskt, kemiskt eller biologiskt. Det kan röra sig om glas, betong eller jord som inte är kontaminerade. Även avfall som inte är inert kan deponeras på en deponi för inert avfall om det uppfyller de gränsvärden för utlakning och totalhalt som gäller. Beroende på vilken typ av avfall som ska deponeras, finns det olika krav på hur deponin ska utformas. Det kan t.ex. vara krav på att en geologisk barriär ska vara av en viss tjocklek, vilka halter lakvattnet från avfallet får innehålla, lokalisering på deponin och täckning. Det finns också krav på avfallet som ska deponeras. Bland annat ska avfallet behandlas innan deponering, d.v.s. avfallet behandlas med fysikaliska, termiska, kemiska eller biologiska metoder. Avfallet kan också sorteras för att minska dess mängd eller farlighet. Ett avfall får inte spädas ut för att få det att uppfylla kraven på deponering.

4.2 Deponier och bedömningen av utlakning från dessa

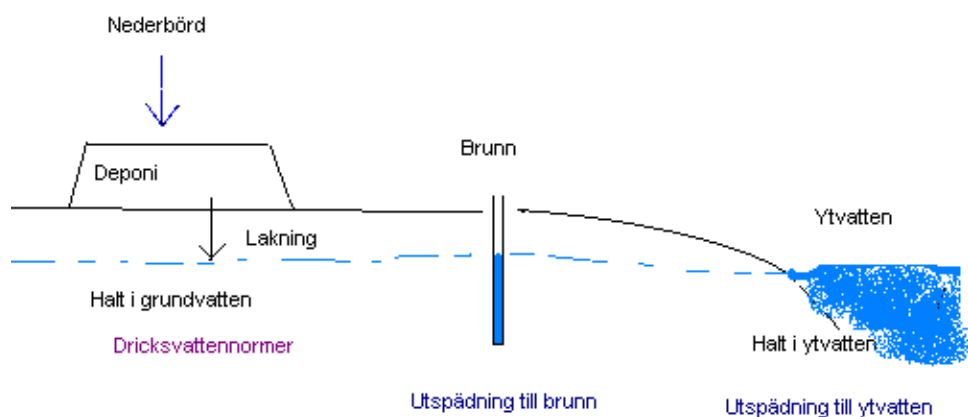
I en deponi ska lakvattnet passera igenom en geologisk barriär som måste uppfylla vissa krav. Tiden för transport av lakvatten genom barriären får inte vara kortare än 200 år när det gäller deponier för farligt avfall. Om deponeringsplatsen inte uppfyller kravet naturligt måste man komplettera med en geologisk barriär som ska vara minst 5 m djup för farligt avfall. För icke-farligt avfall gäller att transporttiden måste vara minst 50 år och barriären minst 1 meter och för inert avfall ska transporttiden inte vara mindre än 1 år med en barriär på 1 m. Under driftfasen för deponin ska man också ha ett uppsamlingsystem för lakvatten (Svensk författningssamling 2001). Driftfasen är så länge som tillsynsmyndigheten fastslår, oftast rör det sig om minst 30 år.

1997 kom ett svenskt tillägg i förordningen om farligt avfall, där förorenade jordmassor, schaktmassor och muddermassor ska klassas som farligt avfall om dessa är så förorenade att speciella krav finns på insamling och behandling. För att kunna veta när man ska klassa förorenad jord, schaktmassor och muddermassor som farligt avfall, rekommenderade Naturvårdsverket att man skulle föra ett resonemang om halterna. Detta ledde till att det blev väldigt olika bedömningar på olika platser i landet. År 2002 kom också ett tillägg i den europeiska avfallsförordningen som täckte in förorenad jord och schaktmassor. I och med denna ändring kom också riktlinjer för vilka koncentrationer av farliga ämnen som ska betraktas som farligt avfall. I riktlinjerna finns dock inte alla farliga egenskaper med. Därför

har RVF (Svenska renhållningsverksföreningen) tagit fram bedömningsgrunder för när man ska klassificera förorenade massor som farligt avfall (Elert m.fl., 2002).

Klassningen av förorenade massor är ofta knuten till hur massorna ska omhändertas, vilka egenskaper deponin har och om det finns alternativ för behandling av massorna. Därför är bedömningen inte gjord enbart på massornas egenskaper. När man gör en bedömning av farligt avfall använder man sig av förenklade antaganden om de processer som sker i en deponi, såsom infiltration av nederbörd genom avfallet, lakning av farliga ämnen och deras spridning till miljön. Gränsvärden beräknas utifrån effekterna på hälsa och miljö, bl.a. genom dricksvattennormer samt mark- och ytvattenkvalitetsnormer. Innan det fanns speciella bedömningskriterier för deponier, använde man sig av naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark. För deponier jämfördes då totalhalter med riktvärden framtagna för mindre känslig markanvändning (MKM).

Vid en bedömning av effekten av utlakning av föroreningen till närmiljön, uppskattar man bl.a. föroreningens lakbarhet. Detta genom att använda sig av generella K_d -värden. Om man har resultat från laktest kan man göra en specifik bedömning för avfallet och använda sig av ett K_d -värde utifrån laktestet. Utspädningen av föroreningen, från porvattnet i de förorenade massorna till ytvattnet, uppskattas till 2000 gången, och till en brunn 500 meter från massorna till 200 gånger. Utspädningen har beräknats under antagande av en infiltration på 50 mm/år och en yta på 10 000 m² (figur 10). De gränsvärden som finns är för oorganiska ämnen och de är olika för olika L/S förhållanden i laktesten (Elert m.fl., 2002).



Figur 9: Skiss över bedömningsgrunder för avfall.

De bedömningsgrunder för avfall som RVF har arbetat fram är uppdelade för två olika ändamål: en för klassificering av förorenade massor och en för acceptanskriterier för när avfall får placeras i deponier för icke-farligt avfall. Att det har blivit två olika bedömningsgrunder beror på att det inte är riktigt samma krav som ställs för de olika kategorierna. Klassning av förorenade massor bygger på halterna i det fasta materialet medan acceptanskriterierna också tar med lakbara halter för metaller. Bedömningen av föroreningar utifrån laktest utgår från de hälso- och miljöeffekter som deponin kan tänkas ge upphov till på lång sikt. Det innebär att man i bedömningen har fokus på avslutad drift av deponin (Elert m.fl., 2002).

4.3 Riktvärden

I EG-direktivet om deponering av avfall har man även tagit fram riktvärden för lakvatten. Detta är mottagningskriterier som anger hur höga halter lakvattnet från avfall får innehålla för att kunna deponeras på vissa deponier. Beslutet om att en deponi endast får ta emot avfall om det uppfyller mottagningskriterierna i bilaga II till direktivet, börjar gälla i juli i år 2004. Först i juli nästa år, 2005 ska medlemsländerna börja tillämpa kriterierna (Europeiska Unionens råd, 2002). Utöver krav att mottagningskriterierna ska tillämpas kommer det också krav på att man ska göra en grundläggande karaktärisering av avfallet med laktest. Detta för att få information om hur avfallet beter sig och hur mycket föroreningar som kan lakas ut (Europeiska Unionens råd, 2002). När avfallet klassats till en viss typ gör man en kontrollmätning för att se att resultatet överensstämmer med det från den grundläggande karaktäriseringen. Det krävs även en kontroll på plats för att verifiera att det är rätt avfall man deponerar. Gränsvärdena får överskridas till en viss del om det går att visa att deponin inte kommer att ge upphov till skador på människan eller miljön. Gränsvärdena för mottagningskriterier gäller för tre olika L/S-förhållanden; $LS = 0,1, 2$ och 10 . Värdena är framtagna för mottagning av avfall på en deponi för inert avfall, deponi för icke-farligt avfall och deponi för farligt avfall. Det ställs hårdare krav på avfall som ska deponeras på en deponi för inert avfall än för icke-farligt avfall. Om halterna överstiger gränsvärdena för både inert och icke-farligt avfall, kan avfallet klassas som farligt om det inte överskrider dessa gränsvärden (Europeiska Unionens råd, 2002).

Gränsvärdena är framtagna på liknande sätt som för RVF:s kriterier. Man har tagit hänsyn till att olika deponier har olika tjock geologisk barriär. Detta har man gjort genom att justera infiltrationshastigheten i beräkningarna. För gränsvärdena för inert avfall har man utgått från en brunn som ligger 20 meter nedströms deponin och med en infiltration av 300 mm per år. För en deponi för icke-farligt avfall har man utgått från en brunn 200 meter nedströms och en infiltration av 200 mm per år. Värdena är sedan framtagna utifrån dricksvattennormen som är satt av EU. Man har även räknat med en viss utspädning och fastläggning av förorening i marken (per. ref., Fällman).

4.4 Skillnader mellan avfall och förorenad mark

Förorenad mark kan ses som avfall om man gräver upp massorna för att deponerar på annan plats. Förhållandena på en deponi är inte desamma som i en förorenad mark. En deponi är alltid klassad som mindre känslig markanvändning medan en förorenad mark kan bli klassad som känslig markanvändning. En deponi är oftast betydligt större än ett förorenat område, ofta kan deponihögarna bli upp till 20 meter höga och $10\,000\text{ m}^2$ stora. Är det då några skillnader i utlakning av föroreningar mellan å ena sidan jord som ligger kvar på plats och å andra sidan jord som deponeras?

Det krävs olika information från laktest beroende på hur resultaten ska användas. Laktest som ska användas för att göra bedömningar av hur miljön kommer att påverkas behöver ge en fullständig karaktärisering av avfallet. Karaktäriseringen bör innehålla bestämning av den totala koncentrationen, av potentiell lakning, buffringskapacitet, redoxpotential, känslighet för pH samt en simulering av lakningen på lång sikt (van der Sloot, 1996). För att kunna göra en fullständig karaktärisering krävs ofta en kombination av flera typer av laktest. Vanligt avfall är oftast ett mer homogent material än förorenad jord, detta gäller t.ex. avfall som produceras vid en viss typ av process i en industri. I dessa fall kan det därför ofta räcka att man testar avfallet en gång för att se hur benäget det är att avge föroreningar. Jord, däremot, är ett mycket heterogent material med olika partikelstorlek, halt organiskt material m.m. I försök

med samma halt av förorening, men med olika jordar, har man kunnat se helt olika utlakningsbeteenden (Fällman, 1997).

pH- och redoxpotential kan skilja sig mycket beroende på var provet tas. För att få en rättvis bedömning av resultaten är det viktigt att man väger in dessa aspekter (Swedish Standard Institute, 2003 *a*). Vilken typ av material det är har stor betydelse för utlakningen. Man har t.ex. visat att samma förening kan ha olika beteende vid samma pH i olika typer av material. I vissa typer av avfall är faktorer som pH och redoxpotential speciellt benägna att förändras. Detta kan leda till drastiska förändringar i hur mycket som kommer att lakas ut. Förändringar i pH i en avfallshög kan t.ex. bero på variationer i biologisk aktivitet (van der Sloot, 2001).

Gränsvärdena som är framtagna för deponier har också beräknats utifrån människan, som i detta sammanhang är en "tålig" organism. Om man istället skulle ta hänsyn till markmiljön och ha ekotoxikologiskt baserade värden skulle de troligen bli lägre (pers. ref. Fällman).

5 Fallstudie

Till grund för fallstudien ligger runt 30 rapporter, vilka innehåller en riskbedömning där någon form av laktest använts. Rapporterna har jag införskaffat från länsstyrelser runtom i landet men även från olika Sweco-kontor. Varje riskbedömning behandlar föroreningar på ett objekt och är beroende av de speciella förhållanden som råder på den aktuella platsen. Föroreningarnas ursprung varierar i rapporterna och allt från gruvavfall, ytbehandlingsindustri och impregneringsanläggningar till rena olyckor med kemikalier har bedömts. En sammanställning över de rapporter som använts redovisas i appendix 2.

I studien har endast uppgifter gällande oorganiska ämnen använts. I flertalet rapporter fanns data gällande fem ämnen: arsenik, kadmium, koppar, bly och zink. Jag har valt att titta särskilt på dessa ämnen med avseende på totalhalt, koncentration utlakbart (mg/kg), andelen lakbart i förhållande till totalhalt (% lakbart) och K_d . Syftet med fallstudien är att få en bild av:

- K_d och den lakbara andelen av valda metaller
- Hur resultaten från laktesten bedömts
- Vilka typer av laktest som använts
- Vad laktesten bidragit med för den slutliga bedömningen

Resultaten bygger på de analysresultat som kunnat hittas i rapporterna för respektive ämne. För att få någorlunda jämförbara resultat har i huvudsak laktester gjorda på materialet jord valts ut. Vilken typ av jord det är skiljer sig emellertid åt, det är t.ex. fyllnadsmassor, sand eller mulljord. I de rapporter där K_d inte beräknats har jag själv räknat ut parametern enligt formeln i avsnitt 2.2.4.

Studien går inte djupare in på alla parametrar som kan påverka K_d och koncentrationen i lakvätskan. Variationen av K_d mellan olika provpunkter och platser beror säkert också på pH, textur, konkurrerande joner, redoxpotentialen etc. Eftersom syftet med studien är att ge en generell bild av K_d och utlakbar mängd för en viss förorening, är ändå resultaten relevanta. De flesta resultat hämtade i rapporterna är från tvåstegs skaktest men det finns enstaka enstegs skaktest, tillgänglighetstest och sekventiella laktest med. De två senare betecknas i resultatet som laktest med $L/S > 10$.

Analysresultaten har jämförts med Naturvårdsverkets generella K_d -värden och generella riktvärden för totalhalt (tabell 3). Mängden utlakat (mg/kg TS) har jämförts med EU:s mottagningskriterier för deponering av avfall (tabell 4).

Tabell 3: Generella riktvärden för totalhalt och K_d för de utvalda ämnena (Naturvårdsverket, 1997)

Ämne	KM	MKM GV	MKM	Generellt K_d
	—	mg/kg TS	—	l/kg
As	15	15	40	30
Cd	0,4	1	12	30
Cu	100	200	200	500
Pb	80	300	300	1000
Zn	350	700	700	100

Tabell 4: Gränsvärden för utlakning av avfall enligt EU:s mottagningskriterier (Europeiska unionens råd, 2002)

Ämne	Inert avfall		Icke farligt avfall		Farligt avfall	
	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10
	mg/kg TS					
As	0,1	0,5	0,4	2	6	25
Cd	0,03	0,04	0,6	1	3	5
Cu	0,9	2	25	50	50	100
Pb	0,2	0,5	5	10	25	50
Zn	2	4	25	50	90	200

5.1 Resultat

Allmänt gäller att K_d -värdena för respektive ämne inte är normalfördelade vilket gör att medelvärdet inte är speciellt relevant att titta på. Ofta är fördelningen ojämn och en del extremt höga värden på K_d gör att medelvärdet blir väldigt högt. Det är därför mer relevant att använda medianvärdet för att få en uppfattning om inom vilken storleksordning som K_d från laktesten ligger.

I tabell 5 redovisas antalet provpunkter för respektive ämne och hur många av dessa som överstiger Naturvårdsverkets generella riktvärde för KM. I tabellen kan man även se hur många analyser från laktesten som är över EU:s mottagningskriterier för inert avfall för L/S-värdena 2 och 10. Detta ger en bild av hur höga halterna är i riskbedömningsrapporterna.

Tabell 5: Antalet provpunkter med metallkoncentrationer över generella riktvärden för KM respektive mottagningskriteriet för inert avfall för.

Ämne	Antal provpunkter			
	Totalt	över KM	över kriteriet för inert avfall	
			L/S 2	L/S10
As	42	34	13	12
Cd	22	13	3	3
Cu	53	20	0	7
Pb	43	28	7	10
Zn	51	22	9	8

5.1.1 Arsenik (As)

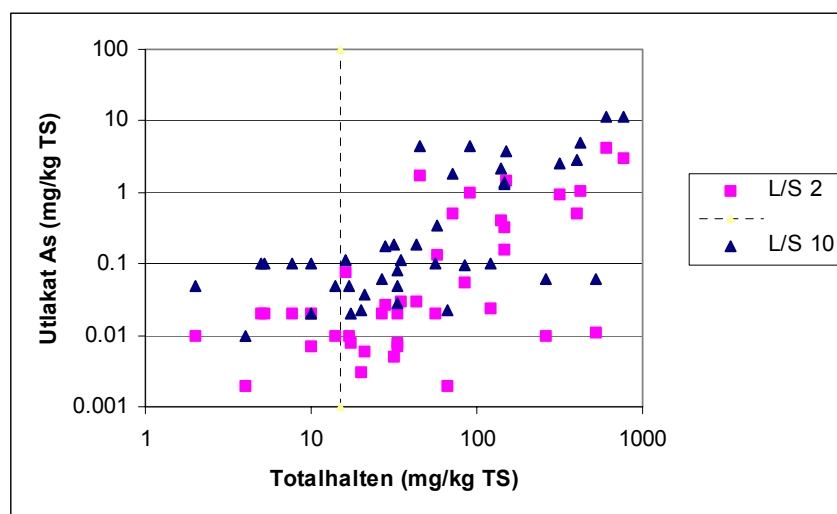
Arsenik har valts för att det är en vanligt förekommande förorening. I de rapporter som jag studerat har As-utsläppen i de flesta fall skett i samband med impregnering av telefonstolpar och slippers. Totalhalten As som får förekomma i mark för KM och MKM GV enligt de generella riktvärdena är 15 mg/kg TS. Detta värde överskrids på de flesta objekt i rapporterna, där As förekommer. Sammanställning av resultaten redovisas i tabell 6, och figur 10.

Tabell 6: Totalhalt, lakbar mängd och andel av totalhalten samt K_d för As i 42 jordprover från förorenad mark.

	Totalhalt mg/kg TS	Utlakat				K_d			
		L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10	L/S 2	L/S 10	L/S>10	Totalt
		— mg/kg TS —		— % —		— l/kg —			
Medel	122	0,40	1,37	0,31	1,09	2407	2990	1038	2766
Median	44	0,02	0,1	0,096	0,59	792	1000	648	892
Max	760	4,18	11,3	3,93	9,82	18900	18900	3650	18900
Min	2	0,002	0,01	0,002	0,012	49	122	32	32
Standardav.						3959	4360	1226	5147
Antal fall (n)	42	40	40	40	40	32	25	11	68

Av sammanställningen framgår följande:

- Mängden utlakad As ser ut att öka med ökad totalhalt men avvikelser finns i materialet.
- Data uppvisar stor variation.
- Procentuellt är utlakningen av As låg med ett medianvärde kring 0,6 %.
- Samtliga värden för K_d är större än eller ungefär lika med det generella K_d värdet (30 l/kg, tabell 3).
- Medianvärdet för K_d ligger inom intervallet 600-1000 l/kg vilket är 20 till 25 ggr högre än det generella K_d -värdet.
- Variansen av K_d är stor.



Figur 10: Koncentration utlakad As mot totalhalten. Den streckade linjen motsvarar Naturvårdsverkets generella riktvärde för KM.

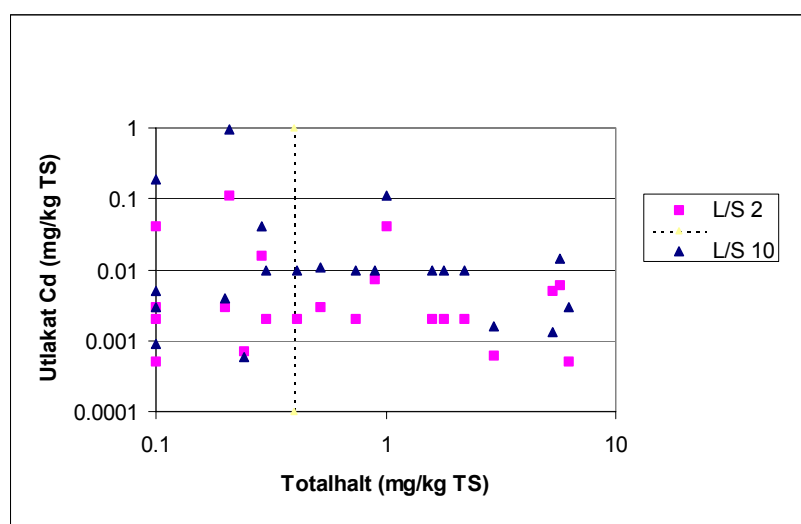
5.1.2 Kadmium (Cd)

Kadmium förekommer inte så ofta i höga halter på de förorenade områdena i rapporterna. Emellertid är kadmium klassat som ett ämne med hög farlighet, och redan vid väldigt låga halter kan det påverka hälsan och miljön. Därför är riktvärdet för totalhalten av Cd lågt (0,4 mg/kg TS för KM) och detta innebär att det ofta överskrids om Cd förekommer på platsen. Bland de ämnen som ingår i studien finns minst analysresultat på Cd. Resultaten redovisas i tabell 7 och figur 11.

Tabell 7: Totalhalt, lakbar mängd och andel av totalhalten samt K_d för Cd i 22 jordprover från förorenad mark.

	Totalhalt mg/kg TS	Utlakat				K_d			
		L/S 2 — mg/kg TS —	L/S 10	L/S 2 — % —	L/S 10	L/S 2	L/S 10	L/S > 10	Totalt
Medel	1,62	0,005	0,01	1,06	2,56	1423	1840	254	1130
Median	0,63	0,002	0,01	0,5	1,35	1447	1590	110	740
Max	6,27	0,04	0,11	5,52	13,8	2575	5686	1195	5686
Min	0,1	0,0005	0,0006	0,008	0,025	298	290	10	10
Standardav.						799	1639	387	1234
Antal fall (n)	22	21	21	21	21	10	9	8	27

- Lakad mängd Cd är större vid L/S 10 än vid L/S 2 (tabell 7).
- I figur 11 ser det ut som Cd lakar mindre vid högre totalhalter. Det bör dock poängteras att utlakningen är väldigt låg med en variation mellan 0,001 och 1 mg/kg TS, minskningen är alltså liten. Vid låga halter är också den relativa mätosäkerheten stor.
- K_d varierar från 10 l/kg upp till över 5000 l/kg, vilket är en stor spridning.
- Medianen för K_d ligger kring 1500 för L/S 2 och 10 vilket kan jämföras med det generella K_d -värdet på 30 l/kg.



Figur 11: Koncentration utlakad Cd mot totalhalten, där den streckade linjen motsvarar Naturvårdsverkets generella riktvärde för KM.

5.1.3 Koppär (Cu)

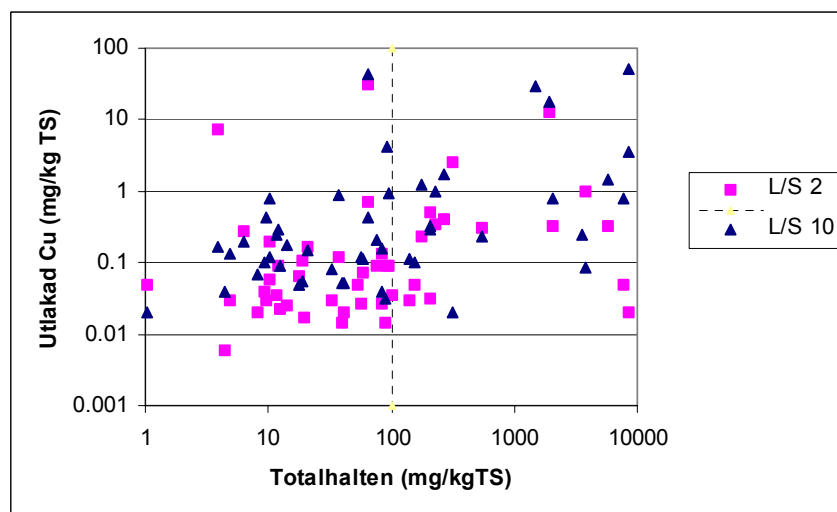
I rapporterna som ingår i studien är koppär en vanligt förekommande förorening. Koppär har bl.a. använts till behandling av trä, läder och tyger. Naturvårdsverkets generella riktvärde för totalhalten Cu i marken är 100 mg/kg TS för KM.

Tabell 8: Totalhalt, lakbar mängd och andel av totalhalten samt K_d för Cu i 53 jordprover från förorenad mark.

	Totalhalt mg/kg TS	Utlakat				K_d			
		L/S 2 — mg/kg TS —	L/S 10 — mg/kg TS —	L/S 2 — % —	L/S 10 — % —	L/S 2 — l/kg —	L/S 10 — l/kg —	L/S>10 — l/kg —	Totalt
Medel	1504	1,20	10,70	1,40	2,40	18390	64650	11020	33 810
Median	65,4	0,068	0,20	0,14	0,60	747	1978	458	1400
Max	22000	31,6	380	49	66,7	349200	1158000	119500	1158000
Min	1,02	0,006	0,02	0,0006	0,001	136	230	77	77
Standardav.						67620	236300	34200	151400
Antal fall (n)	53	50	51	50	51	37	30	12	78

- Lakad mängd koppär ökar generellt med ökad totalhalt (figur 12), men ligger i de flesta fall väldigt lågt, vilket tyder på att koppär ofta binds hårt i marken.
- Omkring 1 % av totalhalten Cu är lakbar (tabell 8).
- För koppär är några K_d -värden under det generella K_d -värdet (500 l/kg, tabell 3), majoriteten är emellertid över.
- Min för K_d ligger kring 100 l/kg och max-värdena över 100 000 l/kg. Det är en stor spridning med ett antal extremvärden t.ex. ett som är >100 000 000 (tabell 8).

- Medianvärdet för koppar ligger i intervallet 450-2000 l/kg, medan medelvärdena är betydligt högre. Medelvärdet är dock, som nämnts tidigare, en osäker variabel eftersom det finns extrem värden.



Figur 12: Koncentration utlakad Cu mot totalhalten, där den streckade linjen motsvarar det generella riktvärdet för KM.

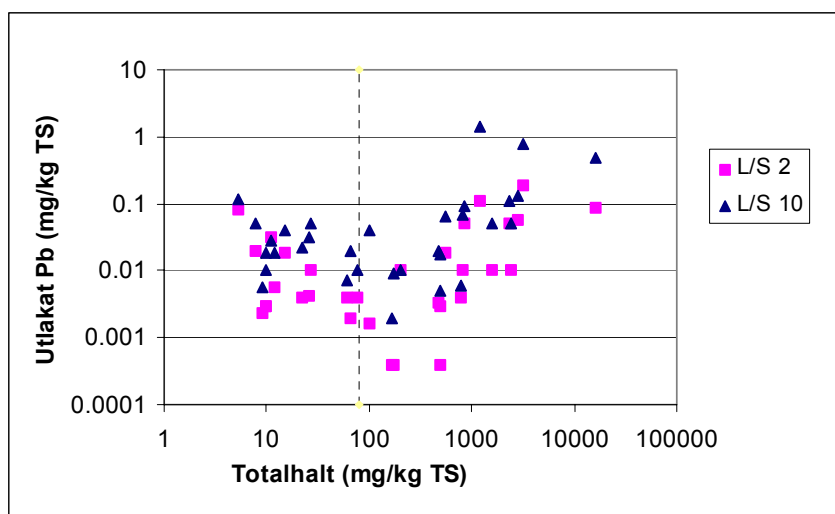
5.1.4 Bly (Pb)

Bly är också en vanligt förekommande förorening på de platser som undersökts. Bly binds hårt till mineralpartiklar och organiskt material i marken och Naturvårdsverkets generella K_d för bly är därför relativt högt (1000 l/kg, tabell 3). Riktvärdet för KM ligger på 80 mg/kg TS.

Tabell 9: Totalhalt, lakbar mängd och andel av totalhalten samt K_d för Pb i 43 jordprover från förorenad mark.

	Totalhalt mg/kg TS	Utlakat				K_d			
		L/S 2		L/S 10					
		— mg/kg TS —		— % —		— l/kg —			
Medel	988	0,121	0,34	0,167	0,312	112700	150500	22290	173800
Median	230	0,01	0,04	0,0052	0,013	12160	76750	2469	13750
Max	16000	3,20	7,50	1,80	3,40	897700	625000	174900	897700
Min	4,7	0,0004	0,002	0,0008	0,0008	1200	5123	52	52
Standardav.						217200	188500	54370	533500
Antal fall (n)	43	40	36	40	36	26	18	14	56

- Det är svårt att se någon koppling mellan koncentrationen utlakad Pb och totalhalt. Koncentrationen i lakvattnet är låg oavsett totalhalt (figur 13).
- Även andelen utlakad i förhållande till totalhalten är låg och varierar från 0,0007 % till 3,5 % (tabell 9). Den största utlakningen (3,5 %) har fått från ett prov med lågt pH-värde, pH 3,8 till 4, vilket kan förklara den stora procentuella lakningen från det provet.
- Totalhalten uppvisar stor variation och varierar från 4,7 mg/kg TS och 160 000 mg/kg TS.
- K_d för bly varierar mellan 50 och 900 000 l/kg, vilket är en stor variations bredd.
- De flesta K_d beräknade från laktesten för bly ligger kring 10 000 l/kg.
- Medianen av K_d ligger mellan 2500 och 76 000 l/kg för Pb, medelvärdet är betydligt högre.



Figur 13: Koncentration utlakat Pb vid L/S 2 och L/S 10 mot totalhalten, den streckade linjen motsvarar Naturvårdsverkets generella riktvärde för KM

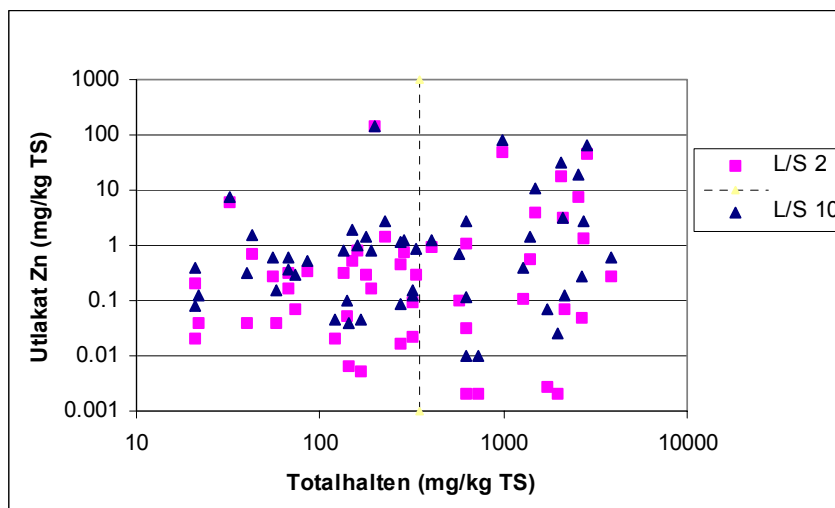
5.1.5 Zink (Zn)

Zink förekommer ofta tillsammans med koppar och bly och är en vanlig förorening. För KM ligger riktvärdet för zink på 350 mg/kg TS. Resultatet för zink redovisas i tabell 10:

Tabell 10: Totalhalt, lakbar mängd och andel av totalhalten samt K_d för Zn i 51 jordprover från förorenad mark.

	Totalhalt mg/kg TS	Utlakat				K_d			
		L/S 2 — mg/kg TS —	L/S 10 — mg/kg TS —	L/S 2 —— % ——	L/S 10 —— % ——	L/S 2 —— l/kg ——	L/S 10 —— l/kg ——	L/S>10 —— l/kg ——	Totalt
Medel	958,8	5,80	7,80	3,70	2,50	44480	33690	11020	79 830
Median	287	0,28	0,61	0,10	0,38	1308	2518	271	1486
Max	11000	140	140	70	70	1960000	754100	148600	1960000
Min	20,8	0,002	0,01	0,0001	0,001	128	250	62	62
Standardav.						440300	180100	38130	306400
Antal fall (n)	51	50	50	50	50	38	31	15	82

- Koncentrationen utlakad zink är låg för de flesta punkter (figur 14), i några fall var dock den utlakade mängden Zn högre än mottagningskriteriet för inert avfall.
- Variationen i koncentration utlakad Zn tenderar att delvis öka med ökad totalhalt (figur 14).
- Totalhalten Zn varierar inom 20-11 000 mg/kg TS medan den procentuella andelen lakbar Zn är relativt låg (tabell 10). Medianen av andelen utlakbart är >0,4 %.
- Medianen för K_d ligger inom 1000-2000 l/kg vilket kan jämföras med det generella K_d -värdet på 100 l/kg. Medelvärde är betydligt högre p.g.a. extremvärden.
- Endast K_d från L/S större än 10 har ett lägre värde än det generella K_d :t.
- Variationen av K_d är stor och varierar mellan 50 och 2 000 000 l/kg.



Figur 14: Koncentrationen utlakat Zn vid L/S 2 och L/S 10 mot totalhalten, där den streckade linjen motsvarar Naturvårdsverkets generella riktvärde för KM.

5.1.6 Statistisk analys

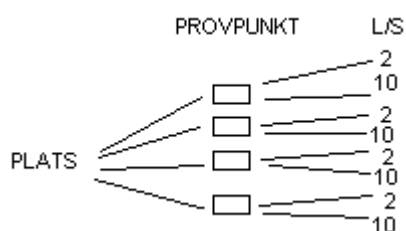
K_d från laktest i studien, uppvisade en stor variation vilket gjorde att det var svårt att dra några säkra slutsatser från att bara titta på värdena. I en statistisk analys tas variationen emellertid med i beräkningarna, vilket gör det lättare att få svar på vissa frågor och dra slutsatser. Huvudmålet med analysen var besvara 3 frågor nämligen:

- Är variationen av K_d lika stor inom områden som mellan områden?
- Skiljer sig K_d signifikant mellan L/S 2 och L/S 10?
- Hur stor är sannolikheten att K_d erhållet utifrån laktest blir lägre än K_d i den generella modellen?

Den statistiska analysen har utförts på K_d med hjälp av programmet SAS. Analysen har begränsats till att enbart studera K_d -värden utifrån skaktest vid L/S-värden 2 och 10. För att kunna utföra analysen har värdena för K_d logariterats i syfte att få dem mer normalfördelade. Ett värde är signifikant när sannolikheten (p) < 0,05. Detta gäller för enstjärnig signifikansnivå. Om p < 0,01 kallas det för tvåstjärnig signifikans och vid 0,001 för trestjärnig eller stark signifikans.

För att besvara de båda första frågorna har en ANOVA-tabell satts upp. Den använda ANOVA-modellen är hierarkisk och utgår från att variationen av det observerade värdet (y_{ijk}) kan bero på platsen (plats_{*i*}), variationen mellan provpunkter på plats (prov(plats)_{*j*}), L/S-värdet (L/S_{*k*}) och ett slumpmässigt fel, e_{ijk} (se ekvation nedan och figur 15).

$$(y_{ijk} = \mu + \text{plats}_i + \text{prov}(\text{plats})_j + \text{L/S}_k + e_{ijk})$$



Figur 15: Skiss över modellens uppbyggnad

Felet i modellen representerar de parametrar som inte tagits med som t.ex. variation p.g.a. textur, pH eller redoxpotential. Nämnas här bör också att jag inte tagit hänsyn till om det finns olika delområden inom ett och samma område. Utifrån modellen kan också frågan om K_d vid olika L/S-värden skiljer sig signifikant åt besvaras.

För att besvara den sista frågan, om hur stor sannolikhet det är att komma under det generella K_d -värdet utifrån ett laktest, har sannolikheten beräknats enligt formeln:

$$Z = \frac{X - \mu}{\sigma}$$

För att få sannolikheten slås Z-värdet upp i en tabell för standardiserad normalfördelning (Johnsson, 2000). X-värdet i formeln är det värde man jämför med (i vårt fall K_d i den generella modellen), μ är medelvärdet av K_d från laktest, för respektive ämne och där σ står för det slumpmässiga felet. Denna varians har SAS räknat ut för respektive ämne och parameter.

Sannolikheten för att variationen av K_d -värdena för respektive ämne inte skulle bero på plats, provpunkt eller/och L/S redovisas i tabell 11:

Tabell 11: Sannolikheten (p-värdet) för variation mellan platser, prover och L/S.

Ämne	p för plats	p för provpunkt	p för L/S
As	0,084	<0,0001	0,078
Cd	0,196	0,0009	0,375
Cu	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Pb	<0,0001	<0,0001	0,070
Zn	<0,0001	0,0003	0,007

Resultatet visar att provpunkten har signifikant betydelse för vilket K_d -värde man får för samtliga ämnen. För As och Cd är det bara provpunkten som har signifikant betydelse för K_d . För Pb har också platsen betydelse och för Cu och Zn, slutligen har även platsen och L/S-förhållandet betydelse. Svaret på frågan om variansen inom platser är lika stor som mellan platser är alltså ja, variansen mellan olika provpunkter inom samma plats har större eller lika stor betydelse som variansen mellan olika platser L/S-värdet har ingen signifikant effekt på K_d för As, Cd och Pb. För Pb är emellertid sannolikheten att K_d vid L/S 2 = K_d vid L/S 10 ganska liten. För Cu är det trestjärnig signifikant skillnad mellan de olika L/S- förhållandena.

Svaret på tredje frågan, sannolikheten att K_d för de olika ämnena ska hamna under det generella K_d -värdet, redovisas i tabell 12. p-värdet visar på hur stor sannolikhet det är att man utifrån laktest får ett K_d -värde under det generella K_d :t, oavsett plats och provplats. För de olika ämnena har även sannolikheten för komma under högre K_d -värden räknats ut. T.ex. för As har sannolikheten för att komma under 30 l/kg (generella K_d), 100 l/kg, 500 l/kg och 1000 l/kg beräknats. Sannolikheten är beräknad utifrån ett medelvärde av K_d vid L/S 2 och L/S 10.

Tabell 12: Sannolikheten (p-värdet) för att K_d för As, Cd, Cu, Pb och Zn bestämt genom laktest är lägre än i den generella modellen (K_d -generell) respektive lägre än andra givna K_d värden.

Ämne	Sannolikheten (p-värdet)			
	$K_d < K_d$-generell (30)	$K_d < 100$	$K_d < 500$	$K_d < 1000$
As	0,0043	0,040	0,281	0,472
Cd	0,00003	0,002	0,159	0,417
	$K_d < K_d$-generell (500)	$K_d < 800$	$K_d < 1000$	$K_d < 1500$
Cu	0,178	0,245	0,281	0,352
	$K_d < K_d$-generell (1000)	$K_d < 2000$	$K_d < 3000$	$K_d < 5000$
Pb	0,0344	0,068	0,117	0,149
	$K_d < K_d$-generell (100)	$K_d < 200$	$K_d < 500$	$K_d < 1000$
Zn	0,0505	0,106	0,164	0,245

Sannolikheten att få ett lägre K_d utifrån laktesten än det generella K_d är väldigt låg för As och Cd. Med minst tvåstjärnig signifikans var K_d utifrån laktesten i den aktuella studien högre än det generella K_d -värdet för As och Cd. Sannolikheten är också låg att K_d hamnar under 100 l/kg. För Cu, Pb och Zn är också sannolikheten relativt låg även om resultatet endast var signifikant för bly. Att det för dessa ämnen är en större sannolikhet att komma under det generella K_d -värdet beror på den stora variationen. Detta kan vi t.ex. se för Zn om vi jämför antalet observerade K_d under Naturvårdsverkets generella K_d -värde med den beräknade sannolikheten att hamna under det värdet. Inget K_d -värde från laktesten var under 100 l/kg medan sannolikheten från den statistiska analysen ändå är 5 %. Koppar är det ämne som har störst sannolikhet att hamna under det generella K_d -värdet: utifrån dessa resultat får man räkna med 18 fall av 100 då K_d från skaktest kommer att understiga det generella K_d -värdet. Sannolikheten är emellertid ungefär densamma att komma under de högre värdena på 1000 eller 1500 l/kg.

5.2 Erfarenheter från de riskbedömningar som studerats

5.2.1 Hur har resultatet utifrån laktesten bedömts?

Bedömningen av laktest varierar väldigt mycket beroende på vem som utfört riskbedömningen. I punkterna nedan tas olika exempel upp på hur man har gått till väga i bedömningen av resultatet från laktest:

- Utifrån laktesten har ett K_d -värde beräknats. Ofta har laktest gjorts för flera provpunkter på platsen vilket har gett väldigt spridda värden på K_d . Som regel har man då valt ett värde i den lägre regionen för att få en säkerhetsmarginal. Det beräknade K_d -värdet har använts istället för Naturvårdsverkets generella K_d , för att beräkna nya platsspecifika gränsvärden för tolererade totalhalter.
- Ofta räknas koncentrationen i lakvätskan om, från $\mu\text{g/l}$ till mg/kg TS för att sedan kunna jämföras med EU:s mottagningskriterier för deponier (tabell 4). Detta har gjorts när man vet att massorna ska fraktas bort, för att se till vilken deponi de kan klassas. Man har även gjort en bedömning av utlakningen på den aktuella platsen. För att få en uppfattning om huruvida utlakningen är hög eller låg, har värdet jämförts med mottagningskriteriet för inert avfall.
- Ibland har resultatet direkt jämförts med de kriterier som finns för skydd av ekosystem och ytvatten. För att göra detta måste först utspädningen uppskattas.

- Utlakade koncentrationer har direkt jämförts med WHO:s dricksvattennormer eller med Naturvårdsverkets hälsoriskbaserade riktvärden för grundvatten (Naturvårdsverket, 1999).
- I ett fall har man uppskattat hur mycket som lakas ut per år från området (g/år) och jämfört detta med koncentrationer i dagvatten. Vid jämförelsen kom man fram till att utlakningen motsvarar den metallmängd som transporteras bort från en normalstor stadskärna.
- Mängden utlakade metaller har jämförts med hur mycket naturlig morän lakar. I t.ex. ett fall är totalhalten av bly och zink i det material som man lakar, högre än i moränen. Trots detta är utlakningen i samma storleksordning som från moränen.
- Från laktest har man beräknat hur stor mängd som kommer att laka från området per/år. Detta har gjorts m.h.a. avrinningen (nederbörd - avdunstning), arean på området och K_d -värdet utifrån laktestet. Avsikten var att göra en skattning av de mängder som lakas ut.
- Utifrån laktesten har bedömts hur mycket som kommer att lakas på kort sikt ($L/S=2$) och på mycket lång sikt ($L/S 10$).

5.2.2 Vilka typer av laktest har använts i rapporterna?

Laktest har använts för alla möjliga material och föroreningar. Det absolut vanligaste laktestet är tvåstegs skaktest, som har gjorts i de flesta riskbedömningar som jag gått igenom. Generellt kan man säga att tvåstegs skaktest har använts först och främst i utredningar syftande till åtgärdsförslag, där deponering av de förorenade massorna är ett möjligt åtgärdsförslag. Resultatet från skaktestet har då jämförts med EU:s mottagningskriterier för att kunna bedöma till vilken typ av deponi massorna ska klassas. Tvåstegs skaktest har också använts mycket vid beräkning av ett nytt platsspecifikt K_d . I större projekt med höga halter föroreningar eller för material, där det finns en påtaglig risk för att förhållandena kommer att ändras med tiden, har även tillgänglighetstest och sekventiella laktest använts. Kolonntest har också gjorts i en del fall, och då främst för att se vilka halter man fick i de första delproven, d.v.s. utlakningen på kort sikt.

För gruvavfall, som varp och vaskmull, där det finns höga halter sulfider görs ofta oxiderat tillgänglighetstest eller sekventiellt laktest. Detta eftersom en syrerik atmosfär gör att sulfidmineralen oxiderar/vittrar och då frigör svavelsyra och tungmetaller. I några fall har sekventiella laktest använts, detta ofta i kombination med andra sorters laktest. De fall där man använt sekventiella laktest är omfattande studier. Sekventiella laktest ger information om vilken inverkan olika miljöer har på den potentiella utlakningen av de ämnen som finns i materialet. Detta kan vara betydelsefull information vid riskbedömning och framtagande av åtgärdsförslag för området. Ett exempel är om åtgärdsförslaget innebär att massorna ska schaktas bort, vilket kan leda till att massorna oxideras. Utifrån det sekventiella laktestet ser man hur föroreningarna beter sig vid oxidation och man kan därmed avgöra om det är ett bra alternativ.

5.2.3 Exempel på vad laktest bidragit med i några fall

I en studie på förorenad jord i Töllstorp, Gnosjö kommun, använde man sig av både tvåstegs skaktest och kolonntest för att bedöma utlakningen av metaller. I denna studie visades tydligt att laktesten gav en helt annan bild av riskerna för föroreningsspridning enligt testerna än vad totalhalten skulle ha gjort. På vissa provplatser var totalhalten hög men utlakningen låg. Andra platser uppvisade det motsatta förhållandet, d.v.s. lägre totalhalt men högre utlakning (Danske GeoservEx A/S, 2003).

I området Gamletull, Halmstad kommun, reviderades det tidigare angivna deponeringsförfarandet av förorenade massor efter en kompletterande studie med laktest. Från början skulle över 550 ton massor behöva transporteras till en deponi för farligt avfall enligt totalhalten föroreningar i massorna. Utifrån laktesten kunde emellertid en stor del av massorna klassas som icke-farligt avfall, vilket en mer närliggande deponi kunde hantera. Kostnadsbesparingen för detta enligt rapporten skulle bli 2,5 miljoner kronor (WSP Environmental, 2003).

6 Diskussion och slutsatser

6.1 Fallstudien

Fallstudien bekräftar tidigare erfarenhet att det utifrån totalhalten är svårt att bedöma utlakningen. Resultaten från fallstudien visar också hur svårt det är att sätta ett generellt K_d -värde för ett ämne. För de flesta ämnen som studerats uppvisas stor variation både mellan olika provpunkter inom en plats och mellan olika platser i landet. Man kan generellt säga att K_d i de flesta fall hamnar över det generella K_d . Speciellt för arsenik och kadmium kan man räkna med ett högre K_d -värde från laktest än det generella K_d -värdet. För koppar, bly och zink ökar generellt variationen i K_d med ökad totalhalt. Därav kan slutsatsen dras att det speciellt vid höga totalhalter kan vara viktigt att göra laktest för att få en uppfattning om storleksordningen av utlakningen på platsen.

För L/S-värden över 10 ses en tendens till lägre K_d -värden, vilket är ganska oväntat eftersom K_d vid L/S 10 enligt min studie generellt är högre än K_d vid L/S 2. Resultatet bygger dock på få data och är ganska osäkert. Att skillnader i K_d fås vid dessa L/S-värden kan bero på att de är beräknade från andra typer av laktest än tvåstegs skaktest. Bland annat har dessa K_d -värden beräknats från tillgänglighetstest, där man har lägre pH och extremt höga L/S-värden. L/S-kvoten har ingen större effekt på K_d så länge jämvikt uppnåtts. Utifrån fallstudien ses ändå en skillnad i K_d mellan de olika L/S-värdena. Förutom att det kan bero på att jämvikt inte uppnåtts i försöket, kan det bero på att de lättlakade jonerna redan sköljts bort vid den första lakningen, L/S = 2 som diskuterats i stycke 3.5.

6.2 Bedömning av laktest

Eftersom jord är ett väldigt heterogent material är det omöjligt att nå 1:1 förhållande mellan laborietestet och verkligheten. Det finns alltså en hel del osäkerheter med laktest som bör vägas in när man utvärderar resultatet. Bland annat så är laktest relativt dyrt och därför görs det få test vid varje tillfälle. För tvåstegs laktest rekommenderas i standarden att det görs två upprepningar av testet för att få ett säkrare resultat (pers. ref. Karlsson, T.). Oftast görs det emellertid bara ett skaktest per prov vilket gör att det är svårare att bedöma resultatet. Det är viktigt att i de fallen inte se resultatet från laktestet som absolut sanning utan som en ungefärlig nivå kring vilken utlakningen ligger.

Det är viktigt att man också tänker på vad laktestet visar när man ska tolka resultatet. Ett vanligt fel som görs när resultatet från t.ex. enstegs skaktest bedöms är att man antar att den koncentration man får i lakvätskan är den koncentration som kommer att laka ut vid basen av materialet man testar. Laktestet ger emellertid bara information om den genomsnittliga koncentrationen i lakvattnet, och säger inget om hur lakningen kan förväntas variera över tiden. Det krävs mer kunskap om hur materialet beter sig vid lakning för att kunna bedöma lakningsförloppet. Lakas det mesta av föroreningen ut under en kort period i början av utlakningsförloppet, kan detta ha påverka miljön negativt. Denna risk kan man missa om man inte vet hur materialet beter sig och antar att koncentrationen i lakvattnet kommer vara konstant över tiden.

Viktigt att komma ihåg är också att laktesten inte kan spegla de fysikaliska förhållandena på platsen. Om ett område har hög lerhalt och mycket sprickor finns det risk för partikulär transport av föroreningar. Detta måste då vägas in i bedömningen av hur höga halter förorening som kommer att lakas ut från området.

6.3 Vilket laktest ska man välja?

Baserat på information om lakningsbeteende för ett material eller förorening bör man välja det test som bäst speglar de situationer som kan tänkas uppstå i det aktuella materialet. Om man vet att man har en redoxkänslig förorening är det lämpligt att testa hur lakningen kommer att påverkas om materialet reduceras respektive oxideras. För att få en bättre bild av de verkliga lakningsbeteendena kan redan befintliga test behöva anpassas något.

Kolonntest ger mer information om utlakningen än tvåstegs skaktest, framförallt är kolonntest bättre än tvåstegs skaktest på att förutse vad som händer på kort sikt. Den initiala utlakningen är speciellt viktig för lösliga metaller; i fältsituation kan det mesta redan ha lakats ut innan man uppnått L/S 2 genom perkolation av nederbördsvatten. En annan fördel med kolonntest är att det är troligare att jämvikt uppnås under försökets gång, eftersom den längre tiden som försöket pågår gör att ett större utbyte sker mellan materialet och lakvätskan. Nackdelen är att testet tar lång tid (man får räkna med minst 2 veckor) och att det är dyrt. Ett intressant alternativ till standardiserade laktest är sekventiella laktest. Även om testet inte utförs på så många platser i landet och kostnaden därmed är hög, är en stor fördel att man kan bedöma hur utlakningen kan komma att förändras om den kemiska miljön i marken förändras.

Fördelarna med att välja standardiserade test är att resultat lättare går att jämföra och att vid en eventuell deponering av avfallet har de laktest som krävs för klassning av massorna redan utförts. Att samordna laktest på detta sätt sparar både tid och pengar.

6.4 Slutsats

Det vore bra om det för bedömning av laktest fanns riktlinjer för hur man ska gå till väga. Som det är idag gör alla på sitt sätt och det blir väldigt olika bedömningar. De metoder som jag tycker fungerar bra beskrivs nedan:

- Att utifrån laktestet beräkna ett platsspecifikt K_d -värde för föroreningen. Detta görs bäst för L/S 2 eller den initiala lakningen vid kolonntest. I vissa riskbedömningar har ett K_d -värde utifrån halten i grundvattnet och totalhalten beräknats. Denna metod bör dock undvikas eftersom den ger ett osäkert värde på K_d , bl.a. eftersom utspädningen är okänd.
- Det beräknade K_d -värdet kan sedan användas för att räkna fram ett platsspecifikt riktvärde för området. När flera provpunkter och laktest gjorts och K_d -värdena varierar, bör ett av de lägsta K_d -värdena väljas för denna beräkning. Detta för att få en säkerhetsmarginal.
- För att få en uppfattning om det är höga eller låga halter som lakas ut, kan det vara bra att jämföra resultatet med mottagningskriterierna för inert avfall. Man bör dock tänka på att dessa värden är framtagna för en deponi, de är beräknade utifrån ett stort område med en brunn 200 meter från platsen och har jämförts med normerna för dricksvattenkvalité. För förorenad mark bör även ekotoxikologiska effekter tas med i bedömningen. Frågor som bör beaktas är t.ex.: Vilka halter kommer att råda i marken på platsen?, kommer dessa halter att vara skadliga för markorganismerna där?, i vilken grad är markorganismerna på plats värda att skyddas?, vilka halter kommer att nå närmsta ytvattenrecipient?
- När laktestet relateras till tid ska man tänka på att L/S 2 oftast inte representerar utlakning på kort sikt. Även om L/S 2 motsvarar kort sikt i jämförelse med L/S= 10, är det ofta lång tid det handlar om. I räkneexemplet (stycke 4.1.2) motsvarar L/S=2 en period på 20 år.

- Viktigt att tänka på är vilka processer som kommer att påverka utlakningen av föroreningar på den aktuella platsen. Om det finns risk för att förhållandena på platsen förändras, bör man fundera på hur pass representativt resultatet från laktestet är. Om det t.ex. finns risk för att materialet reduceras, kommer resultatet från laktestet då att underskatta eller överskatta lakningsrisken?

Referenser

- Anderson, R., Diaz, A., Hartwell, S., Perman, D. & Stewart, R.B. 2003. An assessment of laboratory leaching test for predicting the impacts of fill material on groundwater and surface water quality. Publ. No: 03-09-107. Washington State Department of Ecology.
- Bjuggren, C., Fortkamp, U. & Remberger, M. 1999. Laktester för organiska ämnen i jord – utveckling av testmetod. *IVL rapport 1339*.
- Brady, N. & Weil, R. 1999. *The Nature and Properties of Soils*. Prentice-Hall, London. 12:e uppl.
- Broholm, K., Vilholt, K., Wahlström, M., Larsson, L. & Hjelmar, O. 2000. Development of test for characterising leaching of organic compounds from contaminated soils and waste products. *Nordtest projektnummer, 1394-97*.
- Börling, K. 2003. Phosphorus Sorption, Accumulation and Leaching. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Agraria 428*. SLU, Uppsala.
- Carlsson, E. 2000. *Geochemical Effects of Soil Cover Remediation on Sulphide-Rich Tailings at the Kristineberg Mine, Northern Sweden*. Licentiate thesis, Department of Environmental Engineering, Division of Applied Geology, Luleå University of Technology. Nr 2000:43.
- Comans, R.N.J., Zuiver, E., Greelhoud, P.A. & Hoede D. 2003. Characterisation of the leaching properties of C-fix products and components. *ECN project nr. 8.27316*.
- Dansk Geo-servEx A/S. 2003. Sammanfattning av resultat erhållna från laktester, fastigheterna Gnosjö Töllstorp 1:220 och 1:380.
- Ekberg, S., Jensen, K., Johansson, L., Vrethammar, M., Sjöholm, P. & Waern, M. 2003. *Förorenade och icke-förorenade massor. En handledning för miljöinspektörer*. Regionförbundet i Kalmar län.
- Elert, M., Jones, C. & Södergren, S. 2002. Bedömningsgrunder för förorenade massor. *RVF Utveckling 02:09. ISSN 1103-4092*.
- Enviropro miljöteknik AB. 2002. Geokemiska undersökningar av vittrade gruvavfall vid Rågrecksgruvorna, Nora kommun. Linköping.
- European Committee for Standardisation. 2002. Characterisation of waste – Leaching behaviour test – Up-flow percolation test. prEN 14405.
- Europeiska unionens råd. 2002. Rådets beslut om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till, direktiv 1999/31/EG. 14473/02.
- Fortkamp, U., Tjus, K. & Bergman G. 2002. Platsspecifik bedömning av förorenad mark- Utveckling av laktest som del av ett bedömningskoncept. *IVL rapport B1485*.
- Fällman, A.-M. 1997. Characterisation of residues. Release of contaminants from slags and ashes. Linköpings universitet.
- Gustafsson, J.P., Jacks, G., Simonsson, M. & Nilsson, I. 2003a. *Mark och vattenkemi - Teori. Markvetenskap för W3, vt 2004*. Institutionen för markvetenskap, SLU, Uppsala.
- Gustafsson, J.P., Pechová, P. & Berggren, D. 2003b. Modeling metal binding to soils: the role of natural organic matter. *Environmental Science and Technology*, **37**, 2767-2774.
- Hage, J.L.T. & Mulder, E. 2004. Preliminary assessment of three new European leaching tests. *Waste Management 24*; 165-172.
- Heasman, L. 1997. Leaching tests to assess the environmental impact of waste. *Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium*.
- Johnson, R. 2000. *Probability and Statistics for Engineers*. Miller & Freund's. Appleton Century Crofts.

- Land, M. 1998. Weathering of till in northern Sweden and its applications for the geochemistry of soil water, groundwater and stream water. Luleå universitet.
- Lehmann, N., Hansen, J.B., Wahlström, M., Fällman, A-M. & Hjelm, O. 2000. Influence of critical test conditions on the results of pH-dependent leaching tests. *Nordtest rapport*. TR 466.
- McBride, M.B. 1994. Environmental Chemistry of Soils. Oxford University Press, New York. Sid 308-380.
- Naturvårdsverket. 1996. Föroreningar i deponier och mark - Ämnens spridning och omvandling. *Rapport 4473*.
- Naturvårdsverket. 1997. Generella riktvärden för förorenad mark- beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning, efterbehandling och sanering. *Rapport 4638*.
- Naturvårdsverket. 1999. Metodik för inventering av förorenade områden. *Rapport 4918*.
- Naturvårdsverket. 2004. Föreskrifter om deponering av avfall och kriterier och förfarande för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. Utkast 6:e februari 2004. NFS 2004:X. 2004.
- Nordtest. 1995. Solid Waste, granular inorganic material: Availability test. NT ENVIR; 003. (ISSN 1238-4445).
- Nordtest. 1999. Solid Waste, granular inorganic material: Oxidised availability test. NT ENVIR; 006. (ISSN 1238-4445).
- Perhans, A. 2003. Utlakning av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) ur asfalt och förorenad mark. En litteraturstudie över vilka faktorer som styr utlakningen. Examensarbete B1532 för IVL.
- Ross, S. 1994. Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. In: Ross, S. (ed.), Toxic Metals in Soil-Plant Systems, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, pp. 63-152.
- Svensk författningssamling. 1996. Förordning om farligt avfall, SFS 1996:971.
- Svensk författningssamling. 2001. Förordning om deponering av avfall, SFS 2001:512.
- Staunton, S. (2004). Sensitivity analysis of the distribution coefficient, K_d , of nickel with changing soil chemical properties. *Geoderma*, article in press.
- Swedish Standard Institute. 2003 *a*. Karaktärisering av avfall- Laktest - Kontrolltest för utlakning av granulära material och slam – Del 1: Enstegs skaktest vid L/S 2 l/kg för material med hög fasthalt och med partikelstorlek mindre än 4 mm (utan eller med nedkrossning). SS – EN 12457- 1.
- Swedish Standard Institute. 2003 *b*. Karaktärisering av avfall - Laktest - Kontrolltest för utlakning av granulära material och slam – Del 2: Enstegs skaktest vid L/S 10 l/kg för material med partikelstorlek mindre än 4 mm (utan eller med nedkrossning). SS – EN 12457- 2.
- Swedish Standard Institute. 2003 *c*. Karaktärisering av avfall- Laktest - Kontrolltest för utlakning av granulära material och slam – Del 3: Tvåstegs skaktest vid L/S 2 l/kg och L/S 8 l/kg för material med hög fasthalt och med partikelstorlek mindre än 4 mm (utan eller med nedkrossning). SS – EN 12457- 3.
- Swedish Standard Institute. 2003 *d*. Karaktärisering av avfall- Laktest - Kontrolltest för utlakning av granulära material och slam – Del 4: Enstegs skaktest vid L/S 10 l/kg för material med partikelstorlek mindre än 10 mm (utan eller med nedkrossning). SS – EN 12457- 4.
- Thygesen, N., Larsen, F. & Hjelm, O. 1992. Risikoscreening ved nyttiggørelse og deponering af slagger. Miljøprojekt nr. 203. Vandkvalitetsinstituttet, ATV, Danmark.
- van der Sloot, H.A. 1996. Developments in evaluating environmental impact from utilization of bulk inert wastes using laboratory leaching tests and field verification. *Waste Management*, 16:65-81.

van der Sloot, H.A. 2001. European Activities on Harmonisation of Leaching/Extraction Test and Standardisation in Relation to Use of Alternative Materials in Construction. ENC (Energy Research Foundation, Netherlands).

Wadstein, E., Fällman, A.-M., Larsson, L., Aurell, B & Helgesson, H. 2002. Sammanställning av laktester för oorganiska ämnen. *Naturvårdsverket, Rapport 5207*.

Wiklander, L. 1976. Marklära. Institutionen för markvetenskap, -SLU. Uppsala.

WSP Environmental. 2003. Gamletull, utbyggnadsetapp II-IV. Anmälan av efterbehandling av fastigheten Halmstad 6:50 enligt 28§ i förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Halmstad.

Personliga referenser

Fortkamp Uwe, IVL
Fällman Ann-Marie, Naturvårdsverket
Gustafsson Jon-Petter, KTH och SLU
Karlsson Tommy, Analytica
Serti Sami, Sweco Viak
Suers Pascal, SGI

Internet

- 1) http://www.earthwardconsulting.com/library/epa_kdvol2.pdf, Understanding variation in partitioning coefficient, K_d , values vol II. 1999.
- 2) <http://www.epa.gov/radiation/docs/kdreport/vol2/appf.pdf>, Appendix F, Partition coefficients for lead. 2004.

Appendix 1: Några allmänna begrepp

Absorption	En process som innebär att gas, vätska eller en energiform tränger in i och upptas av ett ämne. T.ex. en tvättsvamp som absorberar vatten (Wiklander, 1976).
Adsorption	Förloppet när ett fast ämne upptar och binder ämnen till sin yta från en gas eller vätska. Detta sker genom svaga eller starka bindningskrafter (Wiklander, 1976).
Desorption	Motsatsen till adsorption, ytan släpper ifrån sig ämnet (Wiklander, 1976).
Dispersion	Blandning av ämnen i form av småpartiklar i ett medium vanl. en vätska
Diffusion	Spridning av ämnen från hög koncentration till låg genom enskilda molekyler och joners rörelse.
European Committee for Standardisation	Har fått i uppdrag av europeiska kommissionen att standardisera laktest för avfall.
Jord	Lös massa av oorganiskt eller organiskt material som vilar på berggrunden (Wiklander, 1976).
Hydrofob	Svårslöslig i vatten.
Hydrofil	Lättlöslig i vatten.
Kolloider	Partiklar under 0,2 µm, kan vara både oorganiska och organiska (Wiklander, 1976).
K_d (fördelningskoefficienten)	Fördelning av ett ämne mellan den fasta fasen (det som är bundet till partiklarna) och vattenfasen vid jämvikt. Ju hårdare ett ämne binds till den fasta fasen desto högre blir K _d -värdet. K _d brukar anges i l/kg ((mol/kg)/(mol/l) = l/kg).
Konvektion	Rörelser i gaser och vätskor som orsakas av att densiteten varierar mellan gasens eller vätskans olika delar. T.ex. en lätt kropp rör sig uppåt i en tyngre vätska.
Laktest	Ett test för att undersöka utlakning av föroreningar ifrån en fast fas, t.ex. jord. Under försöket kommer fast fas i kontakt med vätska.
Lakvätska	Den vätska som används för att laka ut föroreningen. Oftast är det avjonat vatten, men det kan också vara någon form av syra eller bas.
L/S-förhållande	Förhållandet mellan vätska och fast material i ett laktest, uttrycks i l/kg.
Mark	Den delen av jorden som påverkas av klimatet och biosfären (Wiklander, 1976).
Sorption	Anrikning av ett ämne i en kropp/substans (innefattar absorption och adsorption) (Wiklander, 1976).
TS-halt (torrsubstanshalt)	Utrycks i procent och är förhållandet mellan torkad massa och den ursprungliga massan.
Vattenkvoten (M_w / M_s)	Förhållandet mellan vattnet i provet och den torkade massan (Swedish Standard Institute, 2003 c).

Appendix 2: Sammanställning av riskbedömningsrapporter

Projekt	Material	Bedömning av massor?		Förorening	Typ av laktest	K _d -bestämning?	
		JA	NEJ			JA	NEJ
Nr Namn							
1 Långön	Impregneringsbark	X		Cu, Pb	En-stegs och tvåstegs skaktest Kolonntest		X
2 Lahälls silvergruvor	Jord och slagg		X	Cd, Pb, Zn m.m.	Oxiderat tillgänglighetstest		X
3 Gnosjö Törestorp	Jord och slagg	X		Zn, Pb, Ni, Cr, Cu	Tvåstegs skaktest		X
4 Tranås kromslam	Kromslam	X		Cr	Tvåstegs skaktest + CO ₂	X	
5 Elnaryd impregnering	Jord	X		As, Cr, Cu, Zn	Tvåstegs skaktest	X	
6 Gyttorps skjutbana	Jord		X	Pb	Enstegs skaktest L/S 2	X	
7 Kålgården	Jord	X		Metaller, PAH	Kolonntest, skaktest		X
8 Högsby Ruda	Jord, glas, fyllnadsmassa		X	Metaller	Sekventiellt laktest, tillgänglighetstest	X	
9 Robertfors	Jord, silt, fyllning	X		As, Cr, Cu, Zn	Sekventiellt laktest, skaktest	X	
10 Forsen 10	Jord		X	Pb, Ni, Cu, Cd	Tvåstegs skaktest	X	
11 Kisaska Ludvika	Kisaska	X		As, Pb, Cd, Co, Cu, Zn	Tvåstegs skaktest, tillgänglighetstest		X
12 Elkvarn	Jord		X	PAH, metaller	Tvåstegs skaktest	X	
13 Dagvattenledning	Fyllnadsmassor		X	PAH, Pb, Zn och andra metaller	Tvåstegs skaktest	X	
14 Boxholm	Jord	X		Cu, Cr, Zn, Pb	Tvåstegs skaktest	X	
15 EKA Bengtfors	Jord, sediment, byggmat.	X		Hg, andra metaller och dioxiner	Skaktest, sekvent., kolonn, tillgängl.	X	
16 Viskan-sediment	Sediment		X	Dioxiner, PAH, metaller	Sekventiella laktest	X	
17 Rågrecksgruvan	Gruvavfall		X	Cd, Cu, Zn, Pb	Oxiderat tillgänglighetstest, skaktest	X	
18 Båtabogruvan	Gruvavfall	X		As, Cu, Zn, Pb, Cd	Oxiderat tillgänglighetstest, skaktest	X	
19 Dalarna, 3 gruvor	Sand med sulfidmineral	X		Pb, Zn, Cu, Cd, As m.m.	Oxiderat tillgänglighetstest		X
20 Nora, 3 gruvor	Gruvavfall		X	Cu, Pb, Zn, S	Tillgänglighetstest, skaktest		X
21 Ex-jobb banvall	Järnsand		X	Cu, Pb, Zn	pH-stattest		X
22 Gamletull	Fyllnadsmassor, slagg	X		Pb, Zn, Cu, Cd, Ni	Tvåstegs skaktest		
23 Anderstorp	Jord		X	Zn, cyanid	Tillgänglighetstest, skaktest, kolonn		X
24 Gnosjö Töllstorp	Jord	X		Zn, Cu, Ni	Kolonntest, tvåstegs skaktest	X	
25 Mariannelund	Jord	X		Pb, Zn, As, Co	Tvåstegs skaktest	X	
26 Grimstorp	Jord, sand, grus	X		As, Cu, Cr	Tvåstegs skaktest	X	
27 Kniven	Fyllnadsmaterial	X	X	As, Cu, Pb, Cd, Zn, Ni	Tvåstegs skaktest		X
28 Österbybruk	Fyllnadsmaterial, slagg m.m	X		As, Pb, Co, Cu, Cr, Mo, Ni, Zn	Tvåstegs skaktest	X	
29 Kvarnholmen	Metallhaltigt fyllnadsmaterial		X	As, Pb, Zn, Cu	Tvåstegs skaktest, tillgänglighetstest		X
30 Sollefteå	Jord	X		As, Zn, Cr	Tvåstegs skaktest	X	